



## **دانشگاه علوم پزشکی و خدمات بهداشتی درمانی قزوین**

### **دانشکده بهداشت**

پایان نامه جهت اخذ درجه کارشناسی ارشد رشته مهندسی بهداشت محیط

#### **عنوان**

بررسی گازهای معدنی مولد بو در تصفیه خانه و شبکه فاضلاب شهر قزوین و ارائه راهکارهای  
کنترل آن

#### **استاد راهنما**

جناب آقای دکتر حمزه علی جمالی

#### **اساتید مشاور**

جناب آقای دکتر حمید کاریاب

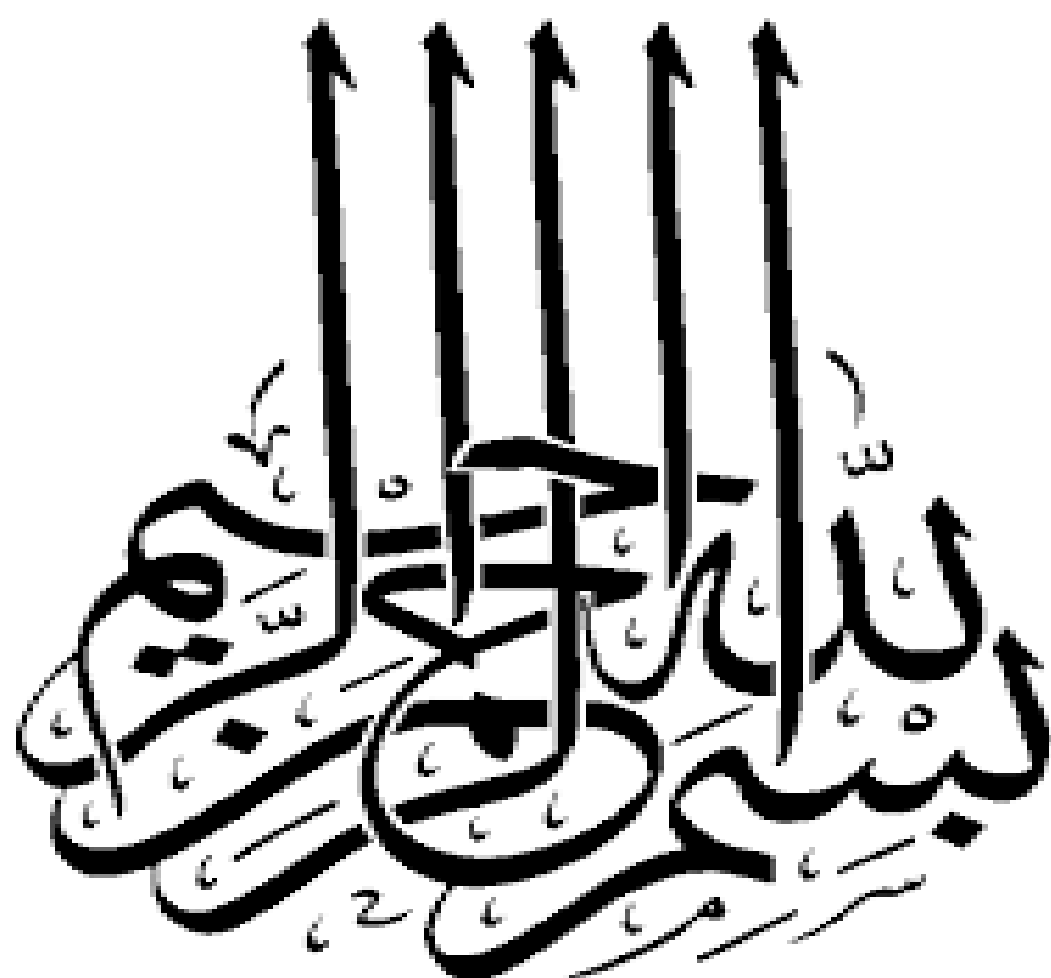
جناب آقای دکتر محمد مهدی امام جمعه

#### **نگارش**

علی آرزومند

مرداد ۱۳۹۵





بررسی گازهای معدنی مولد بو در تصفیه‌خانه و شبکه فاضلاب شهر قزوین و ارائه راهکارهای

کنترل آن

سپاس و ستایش مر خدای را جل و جلاله که آثار قدرت او بر چهره روز روشن، تابان است و انوار حکمت او در دل شب تار، درخشان. آفریدگاری که خویشتن را به ما شناساند و درهای علم را بر ما گشود و عمری و فرصتی عطا فرمود تا بدان، بنده ضعیف خویش را در طریق علم و معرفت بیازماید.

ماحصل آموخته‌هایم را تقدیم می‌کنم به آنان که مهر آسمانی‌شان آرام‌بخش آلام زمینی‌ام است.

به استوارترین تکیه‌گاهم، دستان پر مهر پدرم.

به سبزترین نگاه زندگی‌ام، چشمان سبز مادرم.

که هرچه آموختم در مکتب عشق شما آموختم و هرچه بکوشم قطره‌ای از دریای بی‌کران مهربانی‌تان را سپاس نتوانم گفت.

امروز هستی‌ام به امید شماست و فردا کلید باغ بهشت‌م رضای شما.

ره‌آوردی گران‌سنگ‌تر از این ارزان نداشتم تا به خاک پایتان نثار کنم، باشد که حاصل تلاشم نسیم گونه غبار

خستگی‌تان را بزداید.

بوسه بر دستان پرمهرتان.

تقدیم به همسر مهربانم

که مسیح‌وار با صبرش در تمامی لحظات رفیق راه بود.

سپاس خدای را که سخنوران در ستودن او بمانند و شمارندگان شمردن نعمت‌های او را نتوانند و کوشندگان، حق او را گزاردن نتوانند و سلام و درود بر محمد و خاندان پاک او، طاهران معصوم، هم آنان که وجودمان وامدار وجودشان است؛ و نفرین پیوسته بر دشمنان ایشان تا روز رستاخیز ...

بدون شک جایگاه و منزلت استاد، اجل از آن است که در مقام قدردانی از زحمات بی‌شائبه او، با زبان قاصر و دست ناتوان خویش، چیزی بنگارم. اما از آنجایی که تجلیل از استاد، سپاس از انسانی است که هدف و غایت آفرینش را تأمین می‌کند و سلامت امانت‌هایی را که به دستش سپرده‌اند را تضمین می‌نماید، برحسب وظیفه و از باب "من لم یشکر المنعم من المخلوقین لم یشکر الله عز و وجل" **از اساتید ارجمندم؛** از استاد با کمالات و شایسته؛ جناب آقای **دکتر حمزه علی جمالی** که در کمال سعه‌صدر، با حسن خلق و فروتنی، از هیچ کمکی در این عرصه بر من دریغ ننمودند و زحمت راهنمایی این رساله را بر عهده گرفتند؛

از اساتید صبور و باتقوا، جناب آقای **دکتر حمید کاریاب** و جناب آقای **دکتر محمد مهدی امام‌جمعه** که زحمت مشاوره این رساله را به عهده گرفتند، کمال تشکر و قدردانی را دارم.

## با تشکر فراوان از:

ریاست محترم دانشکده بهداشت جناب آقای دکتر صفری

جناب آقای مهندس سعید امیدی

داوران محترم

کارشناسان محترم آزمایشگاه‌های دانشکده بهداشت

مسئولین محترم آموزش دانشکده بهداشت

مسئولین محترم کتابخانه دانشکده بهداشت

## چکیده:

**زمینه و هدف:** تولید بو از دیرباز به عنوان یکی از دغدغه‌ها و نگرانی‌های موجود در صنایع مختلف از جمله صنعت آب و فاضلاب به خصوص در مجاورت جوامع انسانی و مناطق مسکونی مطرح بوده است. سولفید هیدروژن و آمونیاک، از ترکیبات معدنی بوزا در شبکه و تصفیه‌خانه‌های فاضلاب بوده و اثرات نامطلوبی بر انسان و محیط‌زیست می‌گذارند. لذا با عنایت به اهمیت موضوع از نظر بهداشتی و زیست‌محیطی پژوهش حاضر با هدف "بررسی گازهای معدنی مولد بو در تصفیه‌خانه و شبکه فاضلاب شهر قزوین و ارائه راهکارهای کنترل آن" در دانشکده بهداشت دانشگاه علوم پزشکی قزوین انجام شد.

**روش‌ها:** در ابتدای طرح بازدیدهای میدانی انجام شد. ایستگاه‌های نمونه‌برداری در چهار جهت جغرافیایی و با در نظر گرفتن جهت وزش بادهای دائمی در فاصله‌های صفر، دو و چهار کیلومتری از محل تصفیه‌خانه انتخاب شدند. برای تعیین ایستگاه‌های نمونه‌برداری در شبکه فاضلاب نیز از رابطه پومروی و همچنین با استفاده از نظر متخصصان و تکمیل فرم جمع‌آوری اطلاعات عمل شد. برای اندازه‌گیری غلظت گاز سولفید هیدروژن از روش ژاکوب و همکاران (روش متیلن بلو) و اندازه‌گیری غلظت آمونیاک از روش ایندوفنل استفاده شد.

**یافته‌ها:** نتایج آزمون تحلیل واریانس در تصفیه‌خانه نشان داد که انتشار گازهای آمونیاک و سولفید هیدروژن در فصل‌های گرم به ترتیب با  $(P\text{-Value}=0/011)$  و  $(P\text{-Value}=0/004)$  معنی‌دار بوده‌اند. در فصل گرم بوی بیشتری ایجاد می‌کنند. نتایج آزمون تحلیل واریانس برای شبکه جمع‌آوری فاضلاب نیز نشان داد که انتشار گازهای آمونیاک و سولفید هیدروژن در فصل‌های گرم به ترتیب با  $(P\text{-Value}=0/001)$  و  $(P\text{-Value}=0/006)$  معنی‌دار است. حداکثر انتشار این گازها در فصل تابستان بود. آزمون تحلیل واریانس رابطه معنی‌داری بین غلظت آمونیاک و ایستگاه‌های نمونه‌برداری در تصفیه‌خانه نشان می‌دهد.  $(P\text{-Value}=0/000)$ . درحالی‌که بین غلظت گاز سولفید هیدروژن و ایستگاه‌های نمونه‌برداری رابطه معنی‌دار نبود.  $(P\text{-Value}=0/179)$ . همچنین آزمون تحلیل واریانس رابطه معنی‌داری بین غلظت آمونیاک و ایستگاه‌های نمونه‌برداری در شبکه جمع‌آوری فاضلاب نشان می‌دهد.  $(P\text{-Value}=0/001)$ ، ولی نتیجه این آزمون برای غلظت سولفید هیدروژن و ایستگاه‌های نمونه‌برداری در شبکه جمع‌آوری فاضلاب معنی‌دار نیست.  $(P\text{-Value}=0/095)$ .

**نتیجه‌گیری:** مقایسه میانگین‌های غلظت گاز آمونیاک و سولفید هیدروژن از ایستگاه‌های نمونه‌برداری در اطراف تصفیه‌خانه فاضلاب در طول سال برای کلیه فصل‌ها، با حدود آستانه بو زایی این آلاینده‌ها نشان داد که به‌جز فصل زمستان گاز آمونیاک در بقیه فصول و در فاصله‌های صفر کیلومتر شمالی و صفر کیلومتر غربی در محدوده آستانه بو  $(46/8 \text{ ppm} - 1)$  قرار دارد. در مورد سولفید هیدروژن نیز مشاهده می‌شود که در فصول گرم در فاصله‌های صفر کیلومتر شمالی، جنوبی، شرقی و غربی و دو کیلومتر شمالی و غربی و چهار کیلومتر شمالی و شرقی در محدوده آستانه بو  $(4/6 \text{ ppm} - 0/0047)$  قرار دارند که این پدیده در عصرها شدت بیشتری دارد.

همچنین داده‌های به‌دست‌آمده از این مطالعه نشان داد که بوی زیادی در فصل‌های بهار و تابستان به‌خصوص عصرها در شبکه جمع‌آوری فاضلاب ایجاد می‌شود. بوی ایجادشده در ایستگاه‌های چهار راه عمران، خیابان راه‌آهن، چهار راه بنیاد، خیابان دانشگاه و هادی‌آباد ناشی از انتشار گاز آمونیاک و سولفید هیدروژن و در ایستگاه مینودر، ناشی از انتشار گاز سولفید هیدروژن بود.

**واژگان کلیدی:** تصفیه‌خانه فاضلاب، شبکه جمع‌آوری فاضلاب، بو، سولفید هیدروژن، آمونیاک، قزوین

## فهرست مطالب:

فصل اول: مقدمه و بیان مسأله .....	۱
۱- مقدمه .....	۲
۱-۱- اثرات بو .....	۴
۱-۱-۲- تشخیص و ردیابی بو .....	۴
۱-۱-۳- توصیف و اندازه‌گیری بو .....	۵
۱-۱-۴- حد آستانه بو .....	۶
۱-۱-۵- انواع خطاهای تشخیص حسی بو .....	۶
۱-۱-۶- مدیریت بو .....	۷
۱-۱-۷- انواع بوها .....	۷
۱-۱-۸- منابع بوها .....	۸
۱-۲- بیان مسئله و اهمیت پژوهش .....	۹
۱-۲-۱- سولفید هیدروژن .....	۹
۱-۲-۱-۱- مشخصات فیزیکی و شیمیایی گاز سولفید هیدروژن .....	۱۰
۱-۲-۱-۲- اثرات سولفید هیدروژن بر انسان .....	۱۱
۱-۲-۱-۳- اثر سولفید هیدروژن بر گیاهان .....	۱۱
۱-۲-۱-۴- اثرات سولفید هیدروژن بر دستگاه‌ها و اشیاء .....	۱۲
۱-۲-۲- آمونیاک .....	۱۳
۱-۲-۲-۱- مشخصات فیزیکی و شیمیایی گاز آمونیاک .....	۱۳
۱-۲-۲-۲- اثرات آمونیاک بر انسان .....	۱۴
۱-۲-۲-۳- اثرات آمونیاک بر گیاهان .....	۱۵
۳- اهداف و فرضیات .....	۱۵
۳-۱- هدف اصلی .....	۱۵
۳-۱-۲- اهداف فرعی .....	۱۵
۳-۱-۳- هدف کاربردی .....	۱۵
۳-۱-۴- سؤال‌های پژوهش .....	۱۶
۳-۱-۵- فرضیه‌ها .....	۱۶
فصل دوم: بررسی متون .....	۱۷
۱-۲- مقدمه .....	۱۸



۱۸	۲-۲-مبانی نظری پژوهش
۱۸	۳-۲-مروری بر مطالعات انجام یافته
۱۸	۲-۳-۱-مطالعات انجام شده در ایران
۲۱	۲-۳-۲-مطالعات انجام شده در جهان
۲۶	<b>فصل سوم: روش پژوهش</b>
۲۷	۳-۱-مقدمه
۲۷	۳-۲-نوع پژوهش
۲۷	۳-۳-جامعه پژوهش
۲۷	۳-۴-روش نمونه‌گیری و حجم نمونه
۲۸	۳-۴-۱-نمونه‌برداری
۲۸	۳-۴-۱-۱-روش نمونه‌برداری Passive یا غیرفعال
۲۸	۳-۴-۱-۲-روش نمونه‌برداری دینامیک یا فعال
۲۹	۳-۴-۲-انواع جاذب‌های جامد شامل
۲۹	۳-۴-۲-۱-زغال فعال
۲۹	۳-۴-۲-۲-سیلیکاژل
۲۹	۳-۴-۲-۳-پلیمرهای متخلخل
۳۰	۳-۴-۲-۴-آنازورب
۳۰	۳-۴-۲-۵-فلوراسیل
۳۰	۳-۴-۲-۶-فوم پلی اورتان
۳۰	۳-۴-۳-انواع جاذب‌های مایع شامل
۳۱	۳-۵-انتخاب نقاط نمونه‌برداری در شبکه جمع‌آوری فاضلاب
۳۶	۳-۶-انتخاب نقاط نمونه‌برداری در اطراف تصفیه‌خانه فاضلاب
۳۷	۳-۷-درون‌یابی و پهنه‌بندی ترکیبات شناسایی شده در شبکه جمع‌آوری و اطراف تصفیه‌خانه فاضلاب
۳۹	۳-۸-روش گردآوری داده‌ها
۴۰	۳-۹-نمونه‌برداری آمونیاک
۴۴	۳-۱۰-نمونه‌برداری گاز سولفید هیدروژن
۴۷	۳-۱۱-ابزار گردآوری داده‌ها
۴۸	۳-۱۲-روش تجزیه و تحلیل داده‌ها
۴۸	۳-۱۳-مکان و زمان مطالعه

۴۸	۱۴-۳-محدودیت های پژوهش
۴۸	۱۵-۳-ملاحظات اخلاقی
۴۸	۱۶-۳-تعریف واژه‌ها
۵۰	<b>فصل چهارم: یافته ها</b>
۵۱	۱-۴-مقدمه
۵۱	۲-۴-تجزیه و تحلیل توصیفی یافته‌های پژوهش
۵۲	۳-۴-یافته‌های مربوط به گاز آمونیاک و سولفید هیدروژن در اطراف تصفیه‌خانه فاضلاب
۵۶	۴-۴-یافته‌های مربوط به گاز آمونیاک و سولفید هیدروژن در شبکه فاضلاب
۶۰	۵-۴-مقدار بیشینه، کمینه و میانگین سولفید هیدروژن و آمونیاک در صبح و عصر در تصفیه‌خانه و شبکه جمع‌آوری فاضلاب
۶۱	۶-۴-آنالیز آماری
	۲-۶-۴-تحلیل آماری بین زمان صبح و عصر در فصول مختلف برای غلظت سولفید هیدروژن و آمونیاک در شبکه و تصفیه‌خانه فاضلاب
	۳-۶-۴-تحلیل آماری بین ایستگاه‌های مختلف نمونه‌برداری و غلظت سولفید هیدروژن و آمونیاک در شبکه و تصفیه‌خانه فاضلاب
	۴-۶-۴-تحلیل آماری بین جهت‌های مختلف نمونه‌برداری و غلظت سولفید هیدروژن و آمونیاک در تصفیه‌خانه فاضلاب
	۵-۶-۴-تحلیل آماری بین فواصل مختلف نمونه‌برداری و غلظت سولفید هیدروژن و آمونیاک در تصفیه‌خانه فاضلاب
	۷-۴-نقشه پهنه‌بندی غلظت گازهای آمونیاک و سولفید هیدروژن در مناطق تحت پوشش شبکه جمع‌آوری فاضلاب
	۸-۴-نقشه پهنه‌بندی غلظت گازهای آمونیاک و سولفید هیدروژن در تصفیه‌خانه فاضلاب
۷۴	<b>فصل پنجم: بحث و نتیجه‌گیری</b>
۷۵	۱-۵-بحث
	۱-۱-۵-بررسی غلظت گازهای آمونیاک و سولفید هیدروژن در جهت‌های مختلف در تصفیه‌خانه فاضلاب
	۲-۱-۵-بررسی غلظت گازهای سولفید هیدروژن و آمونیاک در فصول مختلف در تصفیه‌خانه فاضلاب
	۳-۱-۵-بررسی غلظت گازهای سولفید هیدروژن و آمونیاک در فصول مختلف در شبکه فاضلاب شهری
	۴-۱-۵-بررسی غلظت گازهای سولفید هیدروژن و آمونیاک در زمان‌های مختلف صبح و عصر در تصفیه‌خانه فاضلاب
	۵-۱-۵-بررسی غلظت گازهای سولفید هیدروژن و آمونیاک در زمان‌های مختلف صبح و عصر در شبکه فاضلاب شهری
	۶-۱-۵-بررسی غلظت گازهای سولفید هیدروژن و آمونیاک از ایستگاه‌های مختلف نمونه‌برداری در شبکه فاضلاب
	۷-۱-۵-بررسی غلظت گازهای سولفید هیدروژن و آمونیاک در ایستگاه‌های مختلف نمونه‌برداری در تصفیه‌خانه فاضلاب
	۸-۱-۵-بررسی غلظت گازهای سولفید هیدروژن و آمونیاک در فواصل مختلف نمونه‌برداری در اطراف تصفیه‌خانه فاضلاب
۸۴	۲-۵-نتیجه‌گیری
۸۵	۳-۵-راهکارهای کنترل بو در تصفیه‌خانه و شبکه جمع‌آوری فاضلاب

۱-۳-۵	روش‌های فیزیکی برای کنترل بو	۸۵
۲-۳-۵	روش‌های شیمیایی برای کنترل بو	۸۶
۳-۳-۵	روش‌های بیولوژیکی برای کنترل بو	۸۸
۴-۳-۵	راهکارهای کنترل بو در شبکه جمع‌آوری فاضلاب شهر قزوین	۹۵
۵-۳-۵	راهکارهای کنترل بو در تصفیه‌خانه فاضلاب شهر قزوین	۹۶
۴-۵	پیشنهادهای	۹۷
	منابع	۹۸
	پیوست‌ها	۱۰۳

## فهرست جدول‌ها:

جدول ۱-۱- مهم‌ترین ترکیبات بودار در فاضلاب خام.....	۴
جدول ۱-۲- عوامل مؤثر در توصیف کامل بو.....	۵
جدول ۱-۳- ابزار و مواد شیمیایی مورد استفاده.....	۴۷
جدول ۱-۴- میانگین و انحراف معیار غلظت گاز سولفید هیدروژن و آمونیاک برای ایستگاه‌های مختلف اطراف تصفیه‌خانه فاضلاب ۵۲	
جدول ۴-۲- مقدار بیشینه، کمینه و میانگین گاز آمونیاک بر حسب قسمت در میلیون (ppm) در فصول مختلف در تصفیه‌خانه... ۵۳	
جدول ۴-۳- مقدار بیشینه، کمینه و میانگین گاز آمونیاک بر حسب قسمت در میلیون (ppm) در جهت‌های مختلف در تصفیه‌خانه ۵۴	
جدول ۴-۴- مقدار بیشینه، کمینه و میانگین گاز سولفید هیدروژن بر حسب قسمت در میلیون (ppm) در فصول مختلف در تصفیه‌خانه.....	۵۵
جدول ۴-۵- میزان بیشینه، کمینه و میانگین گاز سولفید هیدروژن بر حسب قسمت در میلیون (ppm) در جهت‌های مختلف در تصفیه‌خانه.....	۵۵
جدول شماره ۴-۶- میانگین و انحراف معیار غلظت گاز سولفید هیدروژن و آمونیاک برای ایستگاه‌های مختلف در شبکه فاضلاب شهر قزوین.....	۵۶
جدول ۴-۷- مقدار بیشینه، کمینه و میانگین گاز آمونیاک بر حسب قسمت در میلیون (ppm) در فصول مختلف در شبکه فاضلاب.....	۵۷
جدول ۴-۸- مقدار بیشینه، کمینه و میانگین گاز آمونیاک بر حسب قسمت در میلیون (ppm) در ایستگاه‌های مختلف در شبکه فاضلاب.....	۵۸
جدول ۴-۹- مقدار بیشینه، کمینه و میانگین گاز سولفید هیدروژن بر حسب قسمت در میلیون (ppm) در فصول مختلف در شبکه فاضلاب.....	۵۹
جدول ۴-۱۰- مقدار بیشینه، کمینه و میانگین گاز سولفید هیدروژن بر حسب قسمت در میلیون (ppm) ایستگاه‌های مختلف در شبکه فاضلاب.....	۵۹
جدول ۴-۱۱- مقدار بیشینه، کمینه و میانگین گاز سولفید هیدروژن بر حسب قسمت در میلیون (ppm) در صبح و عصر و کل در تصفیه‌خانه.....	۶۰
جدول ۴-۱۲- مقدار بیشینه، کمینه و میانگین گاز آمونیاک بر حسب قسمت در میلیون (ppm) در صبح و عصر و کل در تصفیه‌خانه.....	۶۰
جدول ۴-۱۳- مقدار بیشینه، کمینه و میانگین گاز سولفید هیدروژن بر حسب قسمت در میلیون (ppm) در صبح و عصر و کل در شبکه جمع‌آوری.....	۶۰
جدول ۴-۱۴- مقدار بیشینه، کمینه و میانگین گاز آمونیاک بر حسب قسمت در میلیون (ppm) در صبح و عصر و کل در شبکه جمع‌آوری.....	۶۱
جدول ۴-۱۵- نتایج آزمون تحلیل واریانس بین فصول مختلف و غلظت سولفید هیدروژن در تصفیه‌خانه.....	۶۱
جدول ۴-۱۶- نتایج آزمون تحلیل واریانس بین فصول مختلف و غلظت سولفید هیدروژن در شبکه فاضلاب.....	۶۲

- جدول ۴-۱۷- نتایج آزمون تحلیل واریانس بین فصول مختلف و غلظت آمونیاک در تصفیه‌خانه ..... ۶۲
- جدول ۴-۱۸- نتایج آزمون تحلیل واریانس بین فصول مختلف و غلظت آمونیاک در شبکه فاضلاب ..... ۶۳
- جدول ۴-۱۹- تحلیل آماری بین غلظت گاز سولفید هیدروژن و زمان صبح و عصر در فصول مختلف در تصفیه‌خانه فاضلاب با آزمون (T-Test) ..... ۶۳
- جدول ۴-۲۰- تحلیل آماری بین غلظت گاز آمونیاک و زمان صبح و عصر در فصول مختلف در تصفیه‌خانه فاضلاب با آزمون (T-Test) ..... ۶۴
- جدول ۴-۲۱- تحلیل آماری بین غلظت گاز سولفید هیدروژن و زمان صبح و عصر در فصول مختلف در شبکه فاضلاب با آزمون (T-Test) ..... ۶۴
- جدول ۴-۲۲- تحلیل آماری بین غلظت گاز آمونیاک و زمان صبح و عصر در فصول مختلف در شبکه فاضلاب با آزمون (T-Test) ..... ۶۵
- جدول ۴-۲۳- تحلیل آماری بین ایستگاه‌های مختلف نمونه‌برداری برای غلظت آمونیاک در شبکه فاضلاب شهری ..... ۶۶
- جدول ۴-۲۴- تحلیل آماری بین ایستگاه‌های مختلف نمونه‌برداری برای غلظت آمونیاک در تصفیه‌خانه فاضلاب شهری ..... ۶۷

## فهرست شکل ها و نمودارها:

- شکل ۳-۱- الگوی پومروی در انتخاب خطوط شبکه دارای پتانسیل تولید بو ..... ۳۲
- شکل ۳-۲: پراکندگی نقاط نمونه برداری براساس معادله پومروی و تکمیل فرم جمع آوری اطلاعات از شهروندان ..... ۳۵
- شکل ۳-۳: نمایی از پمپ نمونه برداری مورد استفاده در مطالعه ..... ۳۸
- شکل ۳-۴: کالیبراسیون پمپ نمونه بردار محیطی ..... ۳۹
- شکل ۳-۵- نمودار منحنی استاندارد آمونیاک ..... ۴۳
- شکل ۳-۶- نمودار منحنی استاندارد سولفید هیدروژن ..... ۴۶
- نمودار ۴-۱- غلظت آمونیاک برحسب فصول مختلف در اطراف تصفیه خانه فاضلاب ..... ۵۳
- نمودار ۴-۲- غلظت سولفید هیدروژن برحسب فصول مختلف در اطراف تصفیه خانه فاضلاب ..... ۵۴
- نمودار ۴-۳- غلظت آمونیاک برحسب فصول مختلف در شبکه فاضلاب ..... ۵۷
- نمودار ۴-۴- غلظت سولفید هیدروژن بر حسب فصول مختلف در شبکه فاضلاب ..... ۵۸
- شکل ۴-۱- نقشه پهنه بندی میانگین غلظت آمونیاک در مناطق تحت پوشش شبکه جمع آوری فاضلاب شهر قزوین ..... ۷۰
- شکل ۴-۲- نقشه پهنه بندی میانگین غلظت سولفید هیدروژن در مناطق تحت پوشش شبکه جمع آوری فاضلاب شهر قزوین ..... ۷۱
- شکل ۴-۳- نقشه پهنه بندی میانگین غلظت آمونیاک در تصفیه خانه فاضلاب شهر قزوین ..... ۷۲
- شکل ۴-۴- نقشه پهنه بندی میانگین غلظت سولفید هیدروژن در تصفیه خانه فاضلاب شهر قزوین ..... ۷۳

# **فصل اول:**

## **مقدمه و بیان مسئله**

## ۱-مقدمه:

از حدود ۴۰ سال گذشته، گروه‌های مختلف پزشکی و متخصصان علمی در صدد درک اثرات زیان‌بار و مزمن آلودگی هوا برآمدند. موضوع نیاز به کنترل و تصفیه آلودگی‌های مختلف هوا، اعم از ترکیبات آلی فرار که مانند کاتالیز در تشکیل مه دود عمل می‌کنند و یا ترکیبات کلردار که باعث تخریب لایه ازن می‌شوند و یا ترکیبات بوداری که سبب آزار و اذیت انسان می‌شوند به‌عنوان یک فوریت پزشکی و زیست‌محیطی مطرح و دلایل این فوریت برای سازمان‌های کنترل آلودگی هوا در سطوح منطقه‌ای، ملی و جهانی تشریح شده تا این سازمان‌ها کیفیت هوا را در محدوده سالم حفظ کنند. این سازمان‌ها که بودجه خاصی برای انجام این کار در اختیار نداشتند بخش‌های صنعتی و تجاری را وادار کردند تا با استفاده از تکنولوژی‌های چون جذب سطحی بر روی کربن، خاکستر سازی و یا شستشو با حلال، خطرات زیست‌محیطی حاصل از پیشرفت‌های تکنولوژی را کاهش دهند. با این وجود هرچه تلاش سازمان‌های ذی‌ربط برای کنترل انتشار آلاینده‌های هوا بر طبق استانداردهای دقیق، بیشتر می‌شد، هزینه‌های عملیاتی این تکنولوژی‌ها نیز افزایش می‌یافت. آلودگی محیط‌زیست فقط مشکل شرکت‌ها یا مشکل ملی نیست. اخبار روزانه راجع به فجایع زیست‌محیطی روشن می‌سازد که برای حل مسائل بنیادی باید جهانی اندیشید. به‌طور کلی آلودگی هوا عبارت است از وجود یک یا چند ماده آلوده‌کننده در هوا به مقداری که کیفیت آن را تغییر دهد و استنشاق چنین هوایی سلامت انسان را به خطر بیندازد و برای گیاهان، حیوانات و اشیاء اثرات زیان‌آور داشته باشد. در بین مواد آلوده‌کننده هوا مواد بدبو به خاطر اثرات ناخوشایند بیشتر موجب توجه قرار می‌گیرند. بسیاری از صنایع، گازهای حاوی مواد آلی و غیر آلی بودار تولید می‌کنند این مواد آلاینده دارای منشأ طبیعی و غیرطبیعی هستند. منشأ غیرطبیعی این مواد آلاینده که شامل گازهای بودار هستند از فرایندهای صنعتی و شیمیایی هست. برای نمونه می‌توان صنایع ساخت مواد معطر، صنایع دارویی، صنایع تولید رنگ، صنایع سلولزی و پالایشگاه‌ها را نام برد. برای ترکیبات بودار با منشأ طبیعی که به‌طور عمده از صنایع غذایی ایجاد می‌شود از کشتارگاه‌ها، کارخانه‌های مخمر و الکل، کارخانه‌های گوشت، ماهی، خوراک دام، تصفیه‌خانه‌های فاضلاب و صنایع نساجی را می‌توان نام برد. اصلی‌ترین مواد معدنی با بوی نامطبوع شامل سولفید هیدروژن و آمونیاک می‌باشند (Farchah, 2012).



بو در اصطلاح علمی به عنوان احساس ناشی از دریافت محرک‌های سیستم حس بویایی تعریف می‌شود (Capelli, 2013).

از ۳۰ سال گذشته بو به عنوان یک نگرانی زیست‌محیطی جدی است و بحث در مورد امکان اثرات منفی بو بر سلامت انسان هنوز مورد مطالعه و بحث است. بعضی از مطالعات ثابت کرده‌اند که قرار گرفتن در معرض بو ممکن است اثرات متفاوتی برای انسان مانند، تنش عاطفی، اضطراب، بی‌اشتهایی، تهوع، سردرد و یا افسردگی و علائم فیزیکی به همراه داشته باشد (Stellacci, 2010; Capelli, 2011).

یکی از دلایل اصلی نارضایتی همسایگان واحدهای تصفیه فاضلاب، انتشار بوی بد از این تصفیه‌خانه‌ها هست. انتشار بو از فرایند تصفیه فاضلاب ناشی از ترکیباتی همچون سولفید هیدروژن و آمونیاک است. به این دلیل در سال‌های اخیر به علت انتشار بوی بد این ترکیبات، در محیط‌زیست قوانین سختی وضع شده است (Maghanlo, 2013). بوی فاضلاب شهری ناشی از گازهای حاصل از تجزیه مواد آلی یا معدنی موجود در آن هست. فاضلاب تازه بویی ناخوشایند دارد ولی بوی آن کمتر از فاضلابی است که به صورت بی‌هوازی تجزیه شده است. تلاش‌های زیادی در حال انجام است تا دستگاه‌هایی طراحی شوند که تولید بوها را به حداقل برساند و از نشت آنها به خارج جلوگیری به عمل آورده و راه مناسبی را برای رهایی از آنها فراهم کند (Moussavi, 2007).

بنابراین با توجه به اهمیت بو در مدیریت فاضلاب مقتضی است تا آثار ناشی از بو، چگونگی شناسایی و ردیابی، تشخیص و اندازه‌گیری آن بررسی گردد.

به همین دلیل، تحقیق مذکور با عنوان "بررسی گازهای معدنی مولد بو در تصفیه‌خانه و شبکه فاضلاب شهر قزوین و ارائه راهکارهای کنترل آن" به اجرا در می‌آید تا با بررسی تجارب کشورهای پیشرفته و محققین داخلی راه‌اندازی طرح‌های مرتبط برای تصفیه‌خانه و شبکه فاضلاب شهر قزوین، راهکارهای اجرایی و عملیاتی متناسب پیدا نماییم.

## ۱-۱-۱- اثرات بو:

اهمیت بو در غلظت‌های پایین در درجه اول مربوط به ایجاد تنش روانی در انسان است. همچنین بوهای زننده باعث کم‌اشتهایی، مصرف کمتر آب، اختلال در تنفس، تهوع و استفراغ و همچنین آشفته‌گی ذهنی می‌شوند. در موارد بسیار شدید، این بوها منجر به کاهش روابط فردی و اجتماعی، اختلال در روابط انسانی، مانعی برای سرمایه‌گذاری و در نهایت کاهش سطح اقتصادی-اجتماعی و رشد می‌گردند. این مشکلات می‌توانند منجر به سقوط ارزش فروش و اجاره املاک، درآمدهای مالیاتی و تجاری منطقه نیز بشوند (Stellacci, 2010; Tchobanoglous, 2011).

## ۱-۱-۲- تشخیص و ردیابی بو:

ترکیبات بدبویی که باعث تنش روانی در انسان می‌شوند توسط حس بویایی مشخص می‌گردند که هنوز بشر به‌طور کامل قادر به شناخت نحوه عملکرد و مکانیسم آن نیست. از سال ۱۸۷۰ تا به امروز بیش از ۳۰ نظریه برای تشریح حس بویایی ارائه شده است. یکی از مشکلات بر سر راه ارائه نظریه‌ای کلی و جامع، عدم وجود توجیهی در دلایل اختلاف بوی ترکیباتی با ساختار مشابه و بالعکس یعنی ترکیباتی با ساختار متفاوت ولی با بوی مشابه، بوده است. امروزه به نظر می‌رسد که توافقی همگانی در این نکته وجود دارد که بوی هر مولکول به کل آن مولکول مربوط می‌شود. پس از گذشت سال‌های زیاد، کوشش‌های فراوانی صورت پذیرفت تا بتوان بوها را به روشی اصولی طبقه‌بندی نمود. مهم‌ترین ترکیبات بودار فاضلاب خام در جدول (۱-۱) آورده شده است (Tchobanoglous, 2011).

جدول ۱-۱- مهم‌ترین ترکیبات بودار در فاضلاب خام

ترکیبات بودار	بوی مشابه
آمین‌ها	ماهی
آمونیاک	آمونیاک
دی‌آمین‌ها	لاشه گندیده (مردار)
سولفید هیدروژن	تخم‌مرغ گندیده
مرکاپتان‌ها (مانند متیل و اتیل)	کلم گندیده
مرکاپتان‌ها (مانند بوتیل و کروتیل)	راسو
سولفیدهای آلی	کلم گندیده
اسکاتل	مدفوع

### ۱-۱-۳-توصیف و اندازه‌گیری بو:

طبق جدول (۱-۲) چهار عامل را می‌توان از ویژگی‌های عمده هر نوع بویی دانست: شدت، نوع، خوشایندی و قابلیت تشخیص.

جدول ۱-۲-عوامل مؤثر در توصیف کامل بو

عامل	شرح
نوع	به تداعی‌های ذهنی مربوط می‌شود که احساس بو ایجاد می‌کند و تعیین آن ذهنی است.
قابلیت تشخیص	تعداد رقیق‌سازی‌های لازم برای کاهش بو به حداقل آستانه قابل تشخیص غلظت بو
خوشایندی	مطبوع یا نامطبوعی نسبی بویی که فرد در آزمایش حس می‌کند.
شدت	تندی بو، با بو سنج سنجش می‌شود

قابلیت تشخیص بو تنها عاملی است که در ارتقاء قوانین و مقررات بوهای زننده مورد استفاده قرار می‌گیرد. بو را می‌توان با روش‌های حسی و غلظت‌های خاص آن را با روش‌های ابزاری اندازه‌گیری نمود. برخی کارشناسان معتقدند که در شرایط کنترل‌شده، سنجش حس بویایی توسط انسان نتایج معنی‌دار و قابل‌اعتمادی را در اختیار پژوهشگران می‌گذارد. از این رو اغلب برای اندازه‌گیری بوهای متصاعد شده از تأسیسات تصفیه فاضلاب از روش حسی استفاده می‌کنند. در روش حسی، افراد مورد آزمایش را در معرض بوهایی که با هوای بدون بو رقیق شده است قرار می‌دهند و تعداد رقیق‌سازی‌های لازم را برای کاهش بو به کمترین غلظت آستانه قابل تشخیص آن بو که به اختصار (MDTOC)<sup>۱</sup> خوانده می‌شود، ثبت می‌نمایند.

غلظت قابل تشخیص بو را به صورت نسبت رقیق‌سازی به MDTOC یعنی  $(D/T)^2$  (رقیق‌سازی به آستانه) گزارش می‌کنند؛ بنابراین اگر چهار حجم هوای رقیق‌شده به یک حجم هوای نمونه اضافه شود تا بو به MDTOC خود کاهش یابد، غلظت بو را چهار رقت به MDTOC گزارش می‌کنند (Tchobanoglous, 2011).

<sup>۱</sup> - Minimum Detectable Threshold Odor Concentration

<sup>۲</sup> - Dilution/Threshold

### ۱-۱-۴- حد آستانه بو: (Threshold Odor Number) TON:

ترکیبات بودار دارای یک حد آستانه بو (Threshold Odor Number) TON هستند که عبارت‌اند از:

غلظتی که زیر آن غلظت، بو توسط شامه انسان قابل شناسایی نیست.

بوی آستانه هر نمونه آب یا فاضلاب از طریق رقیق‌سازی نمونه با آبی بی‌بو تعیین می‌گردد. توصیه می‌شود مقدار

نمونه ۲۰۰ ml انتخاب شود. مقدار عددی TON عبارت است از:

فرمول ۱-۱:

$$TON = (A+B)/A$$

که در آن:

A = میلی لیتر نمونه

B = میلی لیتر آب بی‌بو

حد آستانه بوی سولفید هیدروژن بین ۰/۰۰۰۴۷ تا ۴/۶ قسمت در میلیون (ppm) و حد آستانه بوی آمونیاک بین ۱

تا ۴۶/۸ قسمت در میلیون (ppm) هست (Talaiekhosani, 2016).

در طی عملیات جمع‌آوری فاضلاب و تصفیه آن ترکیبات مولد بو به وسیله تجزیه بی‌هوازی مواد آلی حاوی گوگرد و

نیتروژن ایجاد می‌شوند.

### ۱-۱-۵- انواع خطاهای تشخیص حسی بو:

عادت و عدم عادت: هنگامی که فردی به‌طور مستمر در معرض غلظت خاصی از بو قرار گیرد قادر به تشخیص بو در

غلظت‌های پایین نخواهد بود. در صورتی که او را از آن محل دور کنند، دستگاه بویایی‌اش به سرعت به حالت طبیعی

خود باز خواهد گشت. در کل می‌توان نتیجه گرفت شخصی که به بویی عادت کند دیگر آن را تشخیص نمی‌دهد.

تغییر نمونه: هم غلظت و هم ترکیبات گازها و بخارهای بودار در ظرف‌های نمونه و دستگاه‌های تشخیص بو دچار تغییر می‌شوند؛ بنابراین می‌بایست مدت نگهداری نمونه به حداقل یا صفر کاهش یابد و تماس گاز با سطوح واکنش را نیز به حداقل برسد.

ذهنیت: وقتی فردی نسبت به وجود بو آگاهی دارد، خطاهای تصادفی می‌توانند در سنجش حسی دخیل گردند. اغلب آگاهی از وجود بو از طریق علائم حسی مانند صدا، منظره یا تماس حاصل می‌شود.

سینرژیسم (خاصیت تشدید یک اثر): دیده شده که وقتی بیش از یک بو در نمونه موجود باشد فرد نسبت به بویی خاص به دلیل وجود بویی دیگر حساسیت بیشتری از خود نشان می‌دهد (Tchobanoglous, 2011).

معمولاً ترکیباتی که بوی بیشتر دارند از وزن مولکولی کمتری برخوردارند. گازهایی که بر احساس بویایی تأثیر می‌گذارند، تحت عنوان گازهای بودار شناخته می‌شوند. این گازها مفهومی ناشناخته و منفی به همراه دارند.

هنگامی که از افراد خواسته می‌شود تا ترکیب بودار را شرح دهند، اکثر افراد از آن به عنوان بوی ناخوشایند یاد می‌کنند، هرچند حتی بوهایی که در تراکم‌های معمولی، خوشایند و مطلوب هستند در تراکم‌های بالا ممکن است ناخوشایند باشند (Talaiekhosani, 2016).

## ۱-۶- مدیریت بو:

موضوع اصلی در رابطه با اصلاح تأسیسات تصفیه فاضلاب موجود و یا ساخت تأسیسات و وسایل جدید کاهش پتانسیل بوها هست؛ بنابراین، کنترل بو به یک مسئله اصلی در طراحی و عملکرد دستگاه‌های جمع‌آوری، تصفیه و دفع فاضلاب، به خصوص با توجه به استقبال عمومی این وسایل تبدیل شده است. در بسیاری موارد، پروژه‌ها به دلیل عدم موفقیت در کنترل بو مورد قبول واقع نشده و در چندین مورد نیز سازمان‌های مدیریت فاضلاب ملزم به پرداخت جریمه و سایر اقدامات قانونی شده‌اند (Tchobanoglous, 2011).

## ۱-۷- انواع بوها:

انواع بوهای اصلی در تأسیسات مدیریت فاضلاب شامل ترکیبات مختلف آلی، آمونیاک و سولفید هیدروژن هست ترکیبات بودار حاوی سولفور یا نیتروژن می‌باشند. بوی ترکیبات آلی به خاطر تجزیه شدن سولفور موجود در آنها است.

بوی تخم‌مرغ گندیده در واقع همان سولفید هیدروژن است که در تأسیسات مدیریت فاضلاب وجود دارد. در غلظت‌های بالا بسیاری از گازهای بودار (مانند سولفید هیدروژن) می‌توانند مہلک و خطرناک باشند (Moussavi, 2007).

## ۱-۱-۸- منابع بوها:

منابع اصلی بوها در تأسیسات مدیریت فاضلاب عبارت‌اند از:

تأسیسات جمع‌آوری فاضلاب: (شیرهای تخلیه هوا، دریچه‌های تخلیه، منهول‌ها، تخلیه فاضلاب صنعتی، ایستگاه پمپاژ فاضلاب خام).

تأسیسات تصفیه فاضلاب: (ورودی‌های اولیه، آشغال‌گیرها، هوادهی مقدماتی، انتقال دانه، حوضچه‌های یکنواخت سازی جریان، تأسیسات دریافت و اداره سپتیک‌ها، خطوط برگشتی، زلال‌ساز اولیه، فرایندهای رشد ثابت، حوضچه هوادهی، زلال‌ساز ثانویه)

تأسیسات لجن و جامدات بیولوژیکی: (مخازن تغلیظ لجن، هضم هوازی، هضم بی‌هوازی، تأسیسات تولید کود آلی، تثبیت قلیایی، سوزاندن، بسترهای لجن خشک‌کن)

مهم‌ترین منابع تولید بو در تصفیه‌خانه‌های فاضلاب عبارت‌اند از: تأسیسات تغلیظ لجن، هاضم‌های بی‌هوازی و تأسیسات بارگیری لجن. بدترین شرایط ایجاد بو وقتی اتفاق می‌افتد که روی لجن تثبیت‌شده فعالیتی از قبیل حمل‌ونقل، پهن کردن و یا انبار کردن انجام شود. یکی از عوامل عمده شرکت‌کننده در تولید بو هنگام پردازش مواد جامد است. موضوع مهمی که در طراحی تصفیه‌خانه باید در نظر گرفت مسئله بریدن و به هم زدن است. بریدن و به هم زدن در واقع قیچی کردن یا تکه تکه کردن مواد جامد از طریق فشار برشی است که در این شرایط اندازه ذرات کاهش یافته و تولید بو افزایش می‌یابد (Tchobanoglous, 2011).

## ۱-۲- بیان مسئله و اهمیت پژوهش:

با توجه به رشد جمعیت، پدیده صنعتی شدن و شهرنشینی، نگرانی در مورد کیفیت هوا و تأثیر آن بر سبک زندگی انسان‌ها امری بدیهی است. بدون شک بو یکی از پیچیده‌ترین مشکلات مربوط به آلودگی هواست (Bhawan, 2008). تولید بو از دیرباز به عنوان یکی از دغدغه‌ها و نگرانی‌های موجود در تأسیسات واقعی و مقیاس بزرگ در صنایع مختلف از جمله صنعت آب و فاضلاب به خصوص در مجاورت جوامع انسانی و مناطق مسکونی مطرح بوده است. ترکیباتی نظیر ایندول‌ها، اسکاتول‌ها، مرکاپتان‌ها، برخی ترکیبات آلی فرار، هیدروژن سولفور، آمونیاک، دی‌اکسید گوگرد از جمله ترکیبات بوزا می‌باشند که در شبکه جمع‌آوری و تصفیه‌خانه‌های فاضلاب تولید شده و موجب ایجاد بوهای نامطبوع می‌گردند، همچنین اثرات نامطلوبی بر روی انسان و محیط‌زیست می‌گذارند. موضوع خسارت‌های اقتصادی ناشی از بوی تأسیسات فاضلاب یکی از دغدغه‌های زیست‌محیطی و عملیاتی شرکت‌های فاضلاب دنیا و ایران هست. از طرفی دیگر، اثرات سوء بو بر سلامت مردم نیز باید در نظر گرفته شود. مطالعات مختلف نشان می‌دهد که بوی گازهای متصاعد شده از تأسیسات فاضلاب به‌ویژه سولفید هیدروژن می‌تواند باعث به خطر انداختن سلامت ساکنین مناطق مجاور، سردرد، کاهش سطح هوشیاری و اختلالات گوارشی گردد (Stellacci, 2010; Capelli, 2011).

بنابراین، کنترل بو یک مسئله اصلی در طراحی و عملکرد سیستم جمع‌آوری، تصفیه و دفع فاضلاب است. لذا هدف از این مطالعه بررسی عوامل معدنی مولد بو (سولفید هیدروژن و آمونیاک) و شناخت نقاطی با حداکثر مشکل بو در تصفیه‌خانه و شبکه فاضلاب شهر قزوین و ارائه راهکار برای کنترل آن به دلیل مشکلات زیست‌محیطی، اعتراض ساکنین اطراف تصفیه‌خانه و شبکه جمع‌آوری فاضلاب و اثرات زیان‌بار ترکیبات بودار بر سلامتی انسان هست.

## ۱-۲-۱- سولفید هیدروژن:

هیدروژن سولفور با نام‌های دی هیدروژن سولفید، سولفور هیدروژن سولفورات، هیدروسولفوریک، گاز ترش و هپاتیک اسید خوانده می‌شود. نام شیمیایی آن سولفید هیدروژن است. مهم‌ترین و مشکل‌سازترین آلاینده بوزای منتشره از فاضلاب‌روها و تصفیه‌خانه‌های فاضلاب، گاز سولفید هیدروژن است که با بوی مشخص تخم‌مرغ گندیده همراه است.

مقدار عمده‌ای از این گاز در ارتباط با فعالیت‌های صنعتی از قبیل پالایشگاه‌های نفت، تصفیه‌خانه فاضلاب، تصفیه گاز ترش، صنایع کاغذسازی و غیره تولید می‌شود (Moussavi, 2007).

## ۱-۱-۲-۱- مشخصات فیزیکی و شیمیایی گاز سولفید هیدروژن ( $H_2S$ ):

سولفید هیدروژن به فرمول شیمیایی  $H_2S$  سنگین‌تر از هوا بوده و وزن مولکولی  $34/08$ ، دانسیته  $1/54$  گرم بر میلی‌لیتر در صفر درجه سانتی‌گراد، نقطه جوش  $-60$  درجه سانتی‌گراد و دمای ذوب آن  $-82/9$  درجه سانتی‌گراد بوده و فشار بخار  $1/19$  که گستره انفجار آن  $4/3$  تا  $46$  درصد حجمی هوا هست. گاز  $H_2S$  ممکن است در مناطق پست مثل حوضچه‌ها، سرداب‌ها و کانال‌های آب و فاضلاب انباشته شود. بدون رنگ و دارای بوی نامطبوع که شبیه بوی تخم‌مرغ گندیده است. حد مجاز بوزایی آن بر اساس رهنمود سازمان بهداشت جهانی (WHO)، در حدود  $2 \mu g/m^3$  - $2$  است. آستانه بویایی سولفید هیدروژن  $0/5$  ppb بوده و حد مجاز آن در هوای آزاد بر اساس  $5$  ppb در زمان متوسط  $30$  دقیقه هست (Kindzierski, 2009). درحالی‌که سازمان حفاظت محیط‌زیست آمریکا (US EPA) <sup>۱</sup> مواجهه با سولفید هیدروژن برای عموم مردم را در حد  $1/5$  ppb توصیه می‌کند (Armstrong, 2004). حداکثر مجاز یک‌ساعته آن حدود  $14$  ppm است (Ronaghi, 2014). بخار این گاز می‌تواند مسافت زیادی را طی کند و در صورت رسیدن به یک شعله سریع آن شعله را به منبع اصلی می‌رساند. با شعله آبی می‌سوزد و پس از سوختن باعث ایجاد دی‌اکسید گوگرد می‌گردد که میزان سمیت آن از گاز  $H_2S$  کمتر است اما باعث خارش شدید در چشم و آسیب ریوی می‌گردد و همچنین ممکن است باعث صدمات جدی گردد.

سولفید هیدروژن سبب اختلال در تصفیه بیولوژیکی، خوردگی در سازه‌های فلزی و سیمانی، ایجاد طعم و بو، تشدید فعالیت باکتری‌های احیاء کننده گوگرد و آلودگی منابع آب‌های سطحی و زیرزمینی می‌شود. یکی از آلاینده‌های محیط‌زیست در پساب‌های صنعتی، بخصوص پساب‌های حاصل از واحدهای نمک‌زدایی نفت و یا پالایشگاه‌ها و واحدهای تولید آب‌سنگین وجود سولفید هیدروژن در این گونه پساب‌ها هست که در صورت راه‌یابی به منابع آب

<sup>1</sup> - United States Environmental Protection Agency



سطحی و زیرزمینی سبب ایجاد طعم و بوی نامناسب در منابع آبی و فعالیت باکتری‌های احیاء کننده گوگرد (SRB)<sup>۱</sup> و آلودگی این منابع می‌شود (Torabiyan, 2006).

### ۱-۲-۱-۶- اثرات سولفید هیدروژن بر انسان:

سولفید هیدروژن چربی‌دوست است و می‌تواند از طریق لایه لیپیدی غشاء نفوذ نماید (Qian, 2013). گاز سولفید هیدروژن از بوی نامطبوع با آستانه بویایی پایین برخوردار است و امکان تشخیص آن در غلظت‌های بسیار پایین وجود دارد. این گاز می‌تواند سبب تحریک و التهاب چشم و ملتحمه شود. ادامه مواجهه با غلظت‌های بالا زمینه‌ساز ادم تنفسی، کوتاهی تنفس و مرگ خواهد شد. مواجهه مزمن با غلظت‌های پایین سولفید هیدروژن سبب ایجاد سردرد، خستگی، گیجی، بی‌قراری و از دست رفتن میل جنسی خواهد شد (Talaiekhosani, 2016; Nikpey, 2011).

سمیت این گاز در حد سمیت گاز سیانید هیدروژن است که حدود پنج تا شش برابر منوکسیدکربن است. با وجود بوی شدید گاز سولفید هیدروژن اگر غلظت آن به بیش از ۵۰۰ ppm برسد انسان فقط برای چند لحظه می‌تواند بوی آن را تشخیص دهد و بلافاصله سیستم بویایی فلج می‌گردد و انسان قادر به تشخیص بوی آن نخواهد بود، این ویژگی گاز سولفید هیدروژن می‌تواند سبب مرگ انسان گردد. اگر غلظت گاز سولفید هیدروژن در هوا به ۱۰۰۰ ppm برسد موجب مرگ انسان می‌شود (Ronaghi, 2014).

استنشاق بوی سولفید هیدروژن در غلظت‌های کم موجب سردرد، سرگیجه، تهوع، گرفتگی عضلات و خواب‌آلودگی شده و در موقعیت‌های واقعی همچون انتشار صنعتی بوی قوی آن ممکن است تا کیلومترها دورتر منتشر شود. مقادیر قابل توجهی از آن در اثر هضم بی‌هوازی ترکیبات آلی تولید شده و از منابعی چون تأسیسات تصفیه فاضلاب، محل‌های دفن زباله‌های جامد، دورریزهای صنایع کاغذ و دامداری‌ها انتشار می‌یابد (Maghanlo, 2013).

### ۱-۲-۱-۷- اثر سولفید هیدروژن بر گیاهان:

سولفید هیدروژن به صورت سوختگی در لبه و بخش‌های اساسی گیاهان ظاهر می‌شود. قسمت اپیدرم و مزوفیل برگ‌های جوان آسیب‌پذیرتر می‌باشند (Ghiyasuddin, 2007).

<sup>1</sup>- Sulfate Reducing Bacteria

## ۱-۲-۱-۸- اثرات سولفید هیدروژن بر دستگاهها و اشیاء:

خوردگی یکی از مشکلات اساسی در شبکه جمع‌آوری فاضلاب در دنیا است که خسارات اقتصادی و اکولوژیکی بزرگی در سراسر جهان به وجود می‌آورد و بازسازی شبکه را ایجاب می‌کند. یکی از انواع مهم این خوردگی‌ها، خوردگی میکروبی است که ۲۰ درصد از کل آسیب‌های ناشی از خوردگی را به خود اختصاص می‌دهد. این نوع خوردگی می‌تواند در صنایع نفت، نیروگاه‌های هسته‌ای و سایر صنایع از جمله صنعت آب و فاضلاب، خسارات قابل‌توجهی را بر جا گذارد. در صنعت آب و فاضلاب، خوردگی میکروبی می‌تواند به لوله‌های فاضلاب‌رو بتنی، سیستم‌های جمع‌آوری فاضلاب و تصفیه‌خانه‌ها آسیب شدید وارد کند و این مسئله در کشورهای مختلف از جمله آمریکا، آلمان، ژاپن و سایر کشورهای جهان دیده شده است. گاز سولفید هیدروژن باعث خوردگی میکروبی بتن و سایر مواد می‌شود. میزان تولید گاز سولفید هیدروژن بستگی به چند فاکتور دارد که شامل PH، دما، مواد مغذی، زمان تماس، حضور بیوفیلم بر روی سطح لوله، فقدان ممانعت‌کننده‌های احیای سولفات و پتانسیل اکسیداسیون- احیاء است. وجود رطوبت و اکسیژن باعث اکسید شدن گاز سولفید هیدروژن به اسیدسولفوریک بر روی سطوح مرطوب لوله توسط باکتری‌های اکسیدکننده سولفور می‌شود که مهم‌ترین این باکتری‌ها، باکتری جنس تیوباسیلوس است. اسیدسولفوریک تولیدشده توسط باکتری جنس تیوباسیلوس، به سطح بتونی جداره لوله‌ها و سایر بخش‌های تجهیزات تصفیه و انتقال مثل ایستگاه‌های پمپاژ، منهول‌ها، مخازن و غیره حمله کرده و با بتن وارد واکنش شده و سولفات کلسیم تشکیل می‌دهد که ترکیبی خورنده است و باعث خورده شدن بتن و کاهش پایداری سازه‌ای آن می‌شود. در غلظت‌های زیر ۰/۰۵ ppm اثرات خوردگی سولفید هیدروژن حداقل بوده و در غلظت‌های ۰/۰۱ ppm به مدت یک ماه، اثرات خوردگی روی فلزات قابل اندازه‌گیری است. در غلظت‌های تا ۰/۰۵ ppm احتمال شروع حمله خوردگی زیاد است و در غلظت‌های بالای ۰/۰۵ ppm خوردگی شدید مورد انتظار است. اگرچه سولفید هیدروژن اثرات نامطلوبی بر محصولات و گیاهان دارد، اما اثرات خوردگی آن در غلظت‌های کمتر از آنچه باعث آسیب زدن به گیاهان می‌شوند، رخ می‌دهد؛ بنابراین تدوین استاندارد برای حفاظت تجهیزات و فلزات در برابر خوردگی، گیاهان را هم حفاظت می‌کند. این گاز بی‌نهایت سمی بوده و هر سال کارگران شبکه جمع‌آوری فاضلاب به دلیل مواجهه با سطوح مختلفی از این گاز، صدمه دیده یا می‌میرند (Nadafi, 2010).

## ۱-۲-۲-آمونیاک:

آمونیاک ( $\text{NH}_3$ ) یک گاز بودار مهم در سیستم تصفیه فاضلاب بوده و محصول جانبی تولیدشده از تجزیه ترکیبات آلی حاوی نیتروژن است. برای مثال ادرار دفع شده توسط انسان حاوی حدود ۲۵ گرم بر لیتر اوره هست (Kim, 2012; Zarandi, 2012; Yost, 2007).

در اثر تجزیه باکتریایی اوره واردشده به مجاری فاضلاب آمونیاک تولید می‌شود. در اوایل ورود فاضلاب به لوله‌های جمع‌آوری مقداری اکسیژن محلول در آن وجود دارد که در چند کیلومتر اول راه به کلی به اتمام می‌رسد و شرایط بی‌هوای در لوله غالب می‌گردد. در اوایل ورود فاضلاب اوره با کمک مقدار کم اکسیژن موجود توسط باکتری‌ها تبدیل به آمونیاک می‌شود. در ادامه فرایند نیتریفیکاسیون آمونیاک تبدیل به نیتريت و نیترات می‌شود. ولی به دلیل نبود اکسیژن کافی، این فرایند در حد تولید آمونیاک متوقف شده و باقی این واکنش بیولوژیکی در تصفیه‌خانه‌ها به انجام می‌رسد (Talaiekhosani, 2016). با توجه به مخاطرات انسانی و زیست‌محیطی این ماده، روش‌های کاربردی برای کنترل انتشار این گاز مورد نیاز هست.

آمونیاک یکی از مهم‌ترین ترکیبات عنصر نیتروژن است که برای تولید کودهای شیمیایی استفاده می‌شود، زیرا این ماده حاوی نیتروژن است که برای رشد گیاهان مهم و ضروری است. امروزه از آن برای ساختن کودهای شیمیایی نیترا ته از جمله سولفات آمونیوم که جزء کودهای عالی به حساب می‌آید استفاده می‌شود (Shokri, 2011; Çelen, 2004).

از جمله صنایعی که در ایران که مقدار قابل توجهی آمونیاک به محیط‌زیست منتشر می‌کنند شامل صنایع تولید کودهای شیمیایی، پالایشگاه نفت و پتروشیمی و تصفیه‌خانه فاضلاب می‌باشند.

## ۱-۲-۲-۵-مشخصات فیزیکی و شیمیایی گاز آمونیاک:

آمونیاک گازی بی‌رنگ، با بوی تند و نافذ هست و یکی از آلاینده‌های مولد بو در تصفیه‌خانه‌ها و شبکه‌های جمع‌آوری فاضلاب شهری است، دارای فرمول شیمیایی  $\text{NH}_3$  با وزن مولکولی ۱۷/۰۳، نقطه جوش  $-۳۴/۴$  درجه سانتی‌گراد و نقطه ذوب  $-۷۷/۷$  درجه سانتی‌گراد و فشار بخار  $۸/۷۶$  اتمسفر در  $۲۱/۱$  درجه سانتی‌گراد و چگالی  $۰/۶$  که سبک‌تر از هوا هست. گستره انفجار ۱۶ تا ۲۵ درصد حجمی در هوا هست. حلالیت آن در آب در دمای  $۲۰^{\circ}\text{C}$  حدود ۳۴ درصد

و در  $0^{\circ}\text{C}$  حدود ۴۷ درصد هست. در دمای اتاق در محفظه‌های سربسته هنگام جابجایی و انباشت پایدار هست. در دمای بالای  $50^{\circ}\text{C}$  به گازهای نیتروژن و هیدروژن تجزیه می‌شود. رهنمود سازمان جهانی بهداشت (WHO) برای آمونیاک در دامنه ( $4/65-8/49 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) هست (Kindzierski,2009; Salem,2009). غلظت مجاز توصیه‌شده توسط سازمان حفاظت محیط‌زیست آمریکا برای گاز آمونیاک  $0/13 \text{ ppm}$  است (Ronaghi,2014).

### ۱-۲-۳- اثرات آمونیاک بر انسان:

سبب تحریکات سیستم تنفسی، پوست و چشم شده و با آسیب رساندن به ریه‌ها در اثر مواجهه با حجم زیاد این گاز می‌تواند سبب مرگ شود. در صورت تماس با آمونیاک مایع، به دلیل خاصیت قلیایی آن، سوختگی شدید در محل تماس ایجاد می‌گردد. انتشار این گاز می‌تواند مسائل انسانی و اکولوژیکی چون تحریک گلو، التهاب چشم، ایجاد سرفه، علائم شدید تنفسی، ادم ریوی و پنومونی بشود. از مخاطرات زیست‌محیطی آن می‌توان به نیتریفیکاسیون بیولوژیکی و در نهایت مرگ‌ومیر آبزیان را نام برد (Asilian,2002; Kim,2007; Omid,2014).

گاز آمونیاک تا غلظت  $400 \text{ ppm}$  باعث تحریک شدید گلو و تا غلظت  $1720 \text{ ppm}$  سبب سرفه شدید می‌گردد. تنفس آمونیاک در غلظت‌های بالا سمی هست. در غلظت بالاتر از  $2450 \text{ ppm}$  زندگی و سلامت انسان به شدت به خطر می‌افتد و در غلظت بالاتر از  $4500 \text{ ppm}$  سبب مرگ انسان می‌شود. در غلظت‌های پایین‌تر باعث سردرد، حالت تهوع، تحریک و سوزش چشم، گلو، پوست، بینی و ریه انسان می‌گردد. تماس کوتاه‌مدت با گاز آمونیاک باعث گرفتگی بخش‌های بالای دستگاه تنفس انسان و بیماری ادم و تماس طولانی‌مدت سبب برونشیت می‌گردد (Park,2008; Zarandi,2012; Ronaghi,2014).

بوی زننده آمونیاک به عنوان یک عامل مزاحم بوده و سبب شکایت و نارضایتی عمومی در جوامع می‌گردد و بسیاری از صنایع و تأسیسات به علت بوی بد آمونیاک با خطر تعطیلی مواجه می‌شوند؛ بنابراین جهت پیشگیری از مشکلات و ایمنی محیط‌زیست کنترل این آلاینده ضروری هست (Ronaghi,2014).

## ۱-۲-۲-۴- اثرات آمونیاک بر گیاهان:

در اثر آمونیاک رنگ سبز غیرطبیعی یا لکه‌های سیاه در کل برگ به وجود می‌آید. گیاه رسیده حساس‌تر است. آستانه اثر ۲۰ ppm حجمی در مدت چهار ساعت است، ولی به‌صورت اسید نیتریک در غلظت بسیار کم حدود ۷ ppm به گیاهانی مثل خیار و گیلان پس از چهار ساعت صدمه می‌زند (Ghiyasuddin, 2007).

## ۱-۳- اهداف و فرضیات (OBJECTIVE & HYPOTHESIS):

### ۱-۳-۱- هدف اصلی (General Objective):

تعیین غلظت گازهای معدنی مولد بو در تصفیه‌خانه و شبکه فاضلاب شهر قزوین و ارائه راهکارهای کنترل بو.

### ۱-۳-۲- اهداف فرعی (Specific Objectives):

- ۱- تعیین نقاط با بالاترین پتانسیل ایجاد بو در تصفیه‌خانه و شبکه جمع‌آوری فاضلاب شهر قزوین.
- ۲- تعیین غلظت آمونیاک در شبکه جمع‌آوری فاضلاب شهر قزوین.
- ۳- تعیین غلظت سولفید هیدروژن در شبکه جمع‌آوری فاضلاب شهر قزوین.
- ۴- تعیین غلظت آمونیاک در تصفیه‌خانه فاضلاب شهر قزوین.
- ۵- تعیین غلظت سولفید هیدروژن در تصفیه‌خانه فاضلاب شهر قزوین.
- ۶- منطقه بندی بوی تولیدی بر اساس غلظت و تعیین نقاط هم‌بو در شبکه و اطراف تصفیه‌خانه فاضلاب شهر قزوین با کمک نرم‌افزار Arc GIS.

### ۱-۳-۳- هدف کاربردی (Applied Objectives):

ارائه راهکارهای اجرایی برای کنترل بو در شبکه جمع‌آوری و اطراف تصفیه‌خانه فاضلاب شهر قزوین.

### ۱-۳-۴- سؤال‌های پژوهشی:

- ۱- آیا غلظت آمونیاک در اطراف تصفیه‌خانه فاضلاب شهر قزوین بالاتر از استاندارد است؟
- ۲- آیا غلظت آمونیاک در اطراف شبکه جمع‌آوری فاضلاب شهر قزوین بالاتر از استاندارد است؟
- ۳- آیا غلظت سولفید هیدروژن در اطراف تصفیه‌خانه فاضلاب شهر قزوین بالاتر از استاندارد است؟
- ۴- آیا غلظت سولفید هیدروژن در اطراف شبکه جمع‌آوری فاضلاب شهر قزوین بالاتر از استاندارد است؟

### ۱-۳-۵- فرضیه‌ها: (Hypothesis):

- ۱- گازهای آمونیاک و سولفید هیدروژن در شبکه جمع‌آوری فاضلاب شهر قزوین از مقادیر توصیه‌شده بالاتر نیستند.
- ۲- گازهای آمونیاک و سولفید هیدروژن در اطراف تصفیه‌خانه فاضلاب شهر قزوین از مقادیر توصیه‌شده بالاتر نیستند.

## **فصل دوم:**

### **بررسی متون**

## ۱- مقدمه:

در این فصل به مطالعات مشابه که توسط محققین داخلی و خارجی انجام شده پرداخته می شود.

## ۲-۲- مبانی نظری پژوهش:

مطالعه مذکور با عنوان "بررسی گازهای معدنی مولد بو در تصفیه خانه و شبکه فاضلاب شهر قزوین و ارائه راهکارهای کنترل آن" به اجرا در می آید تا با بررسی تجارب کشورهای پیشرفته و محققین داخلی راه اندازی طرح های مرتبط برای تصفیه خانه و شبکه فاضلاب شهر قزوین، راهکارهای اجرایی و عملیاتی متناسب پیدا نماییم.

## ۳-۲- مروری بر مطالعات انجام یافته:

### ۳-۱- مطالعات انجام شده در ایران:

شجاع الساداتی و همکاران کارایی بیوفیلترها برای حذف  $H_2S$  از هوای آلوده را مورد مطالعه قرار دادند. آنها، ابتدا بیوفیلترهای ستونی به ابعاد  $14 \times 120$  cm از جنس پلی اکریلیک شفاف به همراه کلیه تجهیزات کنترل و تولید  $H_2S$  ساختند. بیوفیلترهای ساخته شده با صفحات مشبک به چهار قسمت تقسیم شدند. این ستون با بستر طبیعی حاوی مخلوطی از کمپوست قارچ و پوسته صدف به نسبت ۴ به ۱ پر شد. کارایی بیوفیلترها به مدت ۴ ماه کار مداوم با سرعت های حجمی و غلظت های مختلف  $H_2S$  در شرایط دمای محیط مورد بررسی قرار گرفت. نتایج این بررسی نشان داد که بازدهی این روش برای غلظت حدود  $150 \text{ ppm}$  گاز  $H_2S$  موجود در هوا، دمای متوسط  $26/9^\circ C$  و سرعت های حجمی  $6 \text{ l/min}$  و  $12 \text{ l/min}$  بیش از ۹۵٪ و برای دمای متوسط  $20/5^\circ C$  و سرعت های حجمی  $19/5 \text{ l/min}$  و  $26 \text{ l/min}$  و با همان غلظت گاز سولفید هیدروژن، بیش از ۸۵٪ است (Shojaosadati, 2001).

اصیلیان و همکاران برای حذف آمونیاک از هوا زئولیت های طبیعی (کلینوپتیلولیت) را مورد مطالعه قرار دادند. زئولیت از خانواده آلومینو سیلیکات های هیدراته، فلزات قلیایی و قلیایی خاکی است؛ که دارای ساختاری کریستالین هست و به دو صورت طبیعی و مصنوعی وجود دارد. ویژگی کلینوپتیلولیت نقاط مختلف کشور از نقطه نظر جذب آمونیاک مورد استفاده قرار گرفت. بر این اساس نمونه های زئولیت از نقاط مختلف جغرافیایی (سمنان، میانه، فیروزکوه) جمع آوری و پس از آسیاب کردن و مش بندی در اندازه های  $425 \mu m$  تا  $4 \text{ mm}$  میلی متر به روش دینامیک در آزمایشگاه مورد



استفاده قرار گرفتند. نقاط شکست و اشباع نمونه‌ها نیز ظرفیت جذب آنها در غلظت‌ها، دماها و دبی‌های مختلف محاسبه شد. در مجموع ژئولیت‌های طبیعی نوع کلینوپتیلولیت ایران، جاذب‌های مناسبی برای حذف آمونیاک تشخیص داده شد (Asilian, 2002).

مسعودی نژاد و همکاران مطالعه‌ای بر روی سازگار نمودن باکتری تیوباسیلوس تیوپاروس در حذف هیدروژن سولفور از هوا انجام دادند. آنها، به این منظور یک سیستم بیوفیلتر با استفاده از بستر گوش‌ماهی به‌عنوان نگهدارنده جامد استفاده نمودند. جهت تکثیر و فعال‌سازی میکروب‌ها نیاز به تهیه محیط کشت اختصاصی محلول ویتامینه و محلول عناصر جزئی بود. پس از ساخت این سه محلول، باکتری را کشت دادند. ستون بیوفیلتر از جنس پلاکسی‌گلاس و ارتفاع آن ۴۰ cm که تا ارتفاع ۲۷/۵ cm از گوش‌ماهی ریز پر شد. درصد تخلخل گوش‌ماهی ۶۳٪ بود. در فضای بالای هر ستون ۴ لوله ورودی تعبیه شد و از این لوله‌ها برای تزریق جریان هوا، تزریق گاز آلاینده، قرائت نمونه خروجی از هر ستون، تزریق مواد مغذی و محیط کشت استفاده گردید. فعالیت باکتری در طول ۱۵ هفته بررسی و کارایی حذف هیدروژن سولفور به‌وسیله تیوباسیلوس تیوپاروس در غلظت‌های کمتر از  $20 \text{ mg/m}^3$  تا بیش از  $100 \text{ mg/m}^3$  ارزیابی شد. بهترین عملکرد در دمای  $29^\circ \text{C}$  مشاهده شد. PH بهینه برای رسیدن به یک سیستم پایدار معادل ۷ تا ۷/۵ به دست آمد. تعداد نمونه‌های اندازه‌گیری شده ۵۵۰ عدد و برای هر غلظت حداقل ۶ قرائت در زمان‌های مختلف دریافت شد. نتایج به‌دست‌آمده نشان داد که با گذشت زمان به علت افزایش فرایند سازگاری، راندمان حذف افزایش یافت. همچنین با گذشت زمان امکان افزایش غلظت گاز آلاینده ورودی بدون تأخیر چشم‌گیر در راندمان حذف افزایش پیدا کرد. همچنین نتایج به‌دست‌آمده نشان داد که غلظت آلاینده تأثیر معناداری در فرایند تصفیه گاز نداشته و زمانی که میکرو ارگانیسم‌ها در شرایط مطلوب جهت حذف سازگار شدند، راندمان بین ۷۸ تا ۸۸ درصد فعالیت نمودند. میزان رطوبت و حرارت در فرایند رشد و تکثیر باکتری مؤثر بوده است (Massodinejad, 2010).

طی مطالعه مهرآرا و همکاران بر روی مدل‌سازی بیوفیلتر، در حذف سولفید هیدروژن، تأثیر پارامترهای عملیاتی بر عملکرد بیوفیلتر مورد بررسی قرار گرفت. نتایج حاصل از مدل ریاضی نشان داد که بازده حذف سولفید هیدروژن با افزایش ضریب نفوذ، افزایش سطح ویژه پرکن‌ها و کاهش سرعت گاز ورودی زیاد می‌گردد. همچنین بازده حذف سولفید هیدروژن با افزایش ضخامت بیوفیلم، برای مقادیر ضخامت پایین، بیوفیلم (۲۰-۵ میکرومتر)، بیشتر می‌گردد.

این امر نمایانگر این نکته هست که در ضخامت‌های کم بیوفیلم، سرعت واکنش کنترل کننده هست و مقاومت بیوفیلم تأثیر چندانی بر نرخ جداسازی ندارد؛ اما افزایش بیشتر در ضخامت بیوفیلم (۱۰۰-۲۰ میکرومتر) باعث کاهش بازده حذف سولفید هیدروژن می‌شود. به نظر می‌رسد دلیل این امر افزایش اثر نفوذ بر نرخ انتقال جرم هست (Mehrrara, 2011).

رونقی و همکاران تصفیه بیولوژیکی مخلوط گاز سولفید هیدروژن و آمونیاک از جریان گاز آلوده با استفاده از سیستم بیوفیلتر با بستر کمپوست را مورد مطالعه قرار دادند. آنها فرض کردند که این دو آلاینده به‌طور هم‌زمان در منبع آلوده‌ساز تولید و وارد بیوفیلتر می‌گردند. بررسی کارایی بیوفیلتر در هنگام تزریق مخلوط آمونیاک و سولفید هیدروژن به داخل بیوفیلتر و اثر احتمالی متقابل آنها بر راندمان حذف سیستم مورد بررسی قرار گرفت. آنها در سه مرحله تزریق مخلوط آمونیاک و سولفید هیدروژن را انجام دادند. در مرحله اول تزریق مخلوط آمونیاک و سولفید هیدروژن با نسبت ۲ به ۱ آمونیاک و سولفید هیدروژن (۲۰۰ ppm و ۱۰۰ ppm) و زمان ماند خالی ۱ دقیقه حداکثر راندمان حذف به ترتیب ۹۸/۸ و ۸۹/۱۸ درصد رسید. در مرحله دوم در نسبت ۱ به ۱ آمونیاک و سولفید هیدروژن (۲۰۰ ppm و ۲۰۰ ppm) (۱۰۰ ppm) حداکثر راندمان حذف ۹۰ و ۹۰/۳ درصد بود. در مرحله سوم در نسبت ۱ به ۲ (۱۰۰ ppm و ۲۰۰ ppm) به علت اسیدی شدن بستر و کاهش PH از ۷/۴ به ۶/۶ به دلیل وارد شدن استرس به باکتری‌های نیتریفایر راندمان حذف آمونیاک کاهش یافته و از ۹۸/۸ در مرحله اول به ۷۲/۳۴ درصد رسید. نتیجه‌گیری شد که حذف بیولوژیکی مخلوط آمونیاک به همراه غلظت‌های زیاد سولفید هیدروژن می‌تواند، سبب وارد شدن استرس‌های محیطی به میکروارگانیسم‌های اکسیدکننده آمونیاک گردد (Ronaghi, 2014).

## ۲-۳-۲- مطالعات انجام شده در جهان:

چونگ و همکاران با استفاده همزمان از دو باکتری تیوباسیلوس تیوپاروس و نیز نیتروزموناس در بیوفیلتر، حذف  $H_2S$  و  $NH_3$  را مورد بررسی قرار دادند. نتایج نشان داد که با افزایش جرم میکروبی راندمان حذف هر دو گاز آلاینده در حدود ۹۵ درصد رسید (Chung, 2000).

در مطالعه‌ای کوه و همکاران از باکتری تیوباسیلوس تیوپاروس در بیوفیلتر برای تصفیه گاز خروجی از تصفیه‌خانه فاضلاب استفاده نمودند که در این تحقیق راندمان حذف  $H_2S$  معادل ۹۹/۸ درصد گزارش شد (Cho, 2004).

طی تحقیقی، مارک ای ساتر و همکاران غلظت گاز آمونیاک محیطی در چهار منطقه ایالات متحده آمریکا و منطقه شرق اوکلاهما در ایالات متحده را بررسی کردند. این مناطق شامل: جنوب غربی کلرادو، شمال غربی نیومکزیکو، جنوب شرقی یوتا، شمال شرقی آریزونا، شرق اوکلاهما می‌باشند. در این مناطق، ۷ ناحیه نمونه‌برداری آمونیاک به روش نمونه‌برداری Passive با دستگاه اوگاوا با فیلترهای حاوی اسیدسیتریک در نظر گرفته شد. این نواحی شامل: دو ناحیه به‌عنوان نواحی اصلی پارک ملی مساوردا<sup>۱</sup> و ناحیه استیل ول<sup>۲</sup> در شرق اوکلاهما، ناحیه دریاچه ناواجا و ناحیه جنوب یوتا با صنایع نفت و گاز و نیز یک بزرگراه در ناحیه جنوب یوتا، ناحیه Substation در منطقه نیومکزیکو با وجود نیروگاه‌های با سوخت زغال‌سنگ، ناحیه شهری با وجود یک فرودگاه و در نهایت ناحیه Quapaw در شمال شرقی اوکلاهما در نزدیکی محل تولید قارچ، هست. در این نواحی یک دوره نمونه‌برداری ۳ هفته‌ای در نظر گرفته شد. در برخی از این نواحی دستگاه اوگاوا بر روی یک پایه آلومینیومی با ارتفاع ۱/۵ متر بالاتر از سطح زمین نصب شد و در تعداد کمی از این نواحی دستگاه اوگاوا بر روی یک پایه آلومینیومی بر روی یک تریلر نمونه‌برداری با ارتفاع حدود ۵ متر نصب شد. در این تحقیق در حدود ۱۲۴ نمونه از این نواحی به دست آمد. نتایج به‌دست آمده از آنالیز نمونه‌ها نشان داد که غلظت آمونیاک در منطقه شرقی اوکلاهما حدود ۱/۸ ppb بود، درحالی که در چهار منطقه دیگر غلظت آمونیاک در محدوده ۱/۵-۰/۲ ppb بوده است. برای این ۵ ناحیه غلظت نمونه‌های آمونیاک از آغاز ماه‌های زمستان به سمت ماه‌های تابستان افزایش داشته است. دو استثناء یکی در ناحیه جنوبی یوتا که در فصل بهار به علت

<sup>۲</sup>-(Mesa Verde National Park)

<sup>۲</sup>- Stilwell

فعالیت‌های کشاورزی و در ناحیه ساب استاشن<sup>۱</sup> نیومکزیکو به علت وجود نیروگاه‌های با سوخت زغال سنگ در فصل پاییز، حداکثر غلظت آمونیاک مشاهده شد (Sather, 2008).

کلیدنس و همکاران در حذف بوی سولفید هیدروژن به روش سوپر اکسیداسیون در شهر لاگونابیچ کالیفرنیا مطالعه‌ای انجام دادند. در این شهر خط اصلی انتقال فاضلاب ایجاد بوی شدید می‌نمود. این مشکل بیشتر در مناطق مرتفع و کوهستانی و مسیرهای طولانی که زمان حمل بیشتر است و در مواقع تولید کم فاضلاب هنگام شب امکان افت سرعت فاضلاب بیشتر هست که می‌تواند، شرایط بی‌هوازی قابل توجهی در شبکه جمع‌آوری ایجاد کند. این عوامل باعث تشدید تولید گاز سولفید هیدروژن و ایجاد بو و خوردگی می‌نماید. جهت کاهش بو از روش‌های شیمیایی استفاده می‌شد که هزینه زیادی داشته ولی تأثیر کافی نداشته است. آنها، به این نتیجه رسیدند که روش کهنه و مرسوم برای تصفیه بو مناسب نیست. آنها، اقدام به روش جدیدی برای پیشگیری و تصفیه بو به روش غیر شیمیایی پرداختند که همان فرآیند سوپر اکسیداسیون جهت حفظ شرایط هوازی هست. در این روش با حل شدن اکسیژن خالص در فاضلاب از تولید سولفید هیدروژن جلوگیری می‌کند؛ که تولید گاز سولفید هیدروژن از ۳۰۰ ppm در لوله اصلی به مقدار ppm ۲ کاهش یافت. روش سوپر اکسیداسیون یک موفقیت بی‌سابقه در کاهش بو و حفظ شرایط هوازی جهت کاهش تولید سولفید هیدروژن در لوله اصلی است. همچنین روش سوپر اکسیداسیون مانع ایجاد سولفید هیدروژن و تبدیل آن به  $H_2SO_4$  و در نتیجه جلوگیری از خوردگی خط لوله هست که باعث افزایش طول عمر سیستم جمع‌آوری برای چندین سال می‌شود (Clidence, 2008).

کاپلی و همکاران در ایتالیا، فاکتورهای انتشار بو از چند تصفیه‌خانه فاضلاب را بررسی کردند. عوامل انتشار بو را بر حسب واحد مترمکعب فاضلاب بیان نمودند. آنها دریافتند منبع اصلی بو در تصفیه‌خانه فاضلاب توسط واحد ته‌نشینی اولیه هست که دارای بالاترین فاکتور انتشار بو (OEF)<sup>۲</sup> مشاهده شده نسبت به واحدهای دیگر بوده است. انتشار بو در تصفیه‌خانه از طریق مکانیسم پخش یا جریان همرفتی رخ می‌دهد. میزان تبخیر به‌طور مستقیم مربوط به سرعت جریان هوا بر سطح فاضلاب است. آنها نمونه‌برداری Passive از واحدهای مختلف تصفیه‌خانه انجام دادند و شرایط را به کمک کیسه‌های مخصوص بر اساس شرایط زیست‌محیطی در سطح انتشار شبیه سازی کردند. در این مطالعه

<sup>۱</sup> - Substation

<sup>۲</sup> - Odor Emissions Factor

ظرفیت متوسط سالیانه تصفیه‌خانه به‌عنوان شاخص فعالیت برای تصفیه‌خانه در نظر گرفته شده است. بر اساس شواهد تجربی، این انتخاب متناسب بودن بین میزان حجم فاضلاب و کمیت بوی ساطع شده را نشان می‌دهد. برای ارزیابی هر نمونه نرخ انتشار به‌طور جداگانه بررسی شد. آنها سطح انتشار را در تصفیه‌خانه بر اساس پارامترهای طراحی تخمین زدند و دریافتند که میزان تولید و انتشار گازهای بودار به نسبت اندازه سطح تصفیه‌خانه افزایش می‌یابد. همچنین دریافتند که میزان بوی فاضلاب طی فرایند تصفیه بیولوژیکی کاهش می‌یابد (Capelli, 2009).

طی تحقیقاتی که سالم و همکاران در شهر العین برای بررسی میزان آلاینده‌های هوا از جمله آمونیاک انجام داده‌اند، ۵ ناحیه در مناطق صنعتی، تجاری، مسکونی، ترافیک شهری و حاشیه شهر را در یک دوره یک‌ساله مورد بررسی قرار دادند. آنها در این بررسی از روش نمونه‌برداری Passive اوگاوا<sup>۱</sup> بهره جستند. نمونه‌برداری در شرایطی انجام شد که شرایط آب و هوایی شهر العین در دو فصل متمایز می‌شود که شامل آب‌وهوای گرم و خشک (فصل بهار و تابستان و دمای بالای ۳۵°C) و آب‌وهوای گرم با بارش کم (پاییز و زمستان با دمای متوسط ۲۰°C) هست. آنها در این تحقیق اثر سه پارامتر هواشناسی رطوبت، سرعت باد و دمای محیط را که ممکن است با نتایج به‌دست‌آمده مرتبط باشد بررسی کردند. در این نمونه‌برداری از فیلترهای غشایی آغشته به اسیدسولفوریک در دستگاه اوگاوا استفاده شد. برای اندازه‌گیری آمونیاک از روش نسلر و ایندوفنل که رایج‌ترین روش هست، استفاده کردند و آنالیز آنها پتانسیومتری و یون کروماتوگرافی هست. در نهایت، غلظت آمونیاک در هوای ۵ سایت انتخاب‌شده در طی دوره یک‌ساله برحسب میکروگرم بر مترمکعب توصیف شد که میانه غلظت آمونیاک از  $3/23 - 10/26 \mu\text{g}/\text{m}^3$  در همین ناحیه در نوسان بود. با توجه به اینکه رهنمود سازمان WHO برای آمونیاک در محدوده  $4/65 - 8/49 \mu\text{g}/\text{m}^3$  هست، بیشترین غلظت مشاهده‌شده در بین این ۵ ناحیه، مربوط به ناحیه ترافیک شهری هست که  $11/88 \pm 5/9 \mu\text{g}/\text{m}^3$  به‌طور میانگین گزارش شد (Salem, 2009).

در مطالعه‌ای که سون و همکاران در تصفیه‌خانه فاضلاب شهر سان چون سئول کره جنوبی بر روی انتشار گازهای مولد بو انجام داده‌اند، ۶ آلاینده بوزا را بررسی کردند. این آلاینده‌ها شامل، آمونیاک، سولفید هیدروژن، متیل مرکاپتان، سولفید دی متیل، دی متیل دی سولفید و تری متیل آمین می‌باشند. جهت بررسی این گازها آنها نمونه‌برداری از هوا

<sup>1-</sup> (USA)- Ogawa passive sampler (Ogawa, Pompano Beach, FL

را از واحدهای مختلف تصفیه‌خانه شامل حوضچه ته‌نشینی اولیه، حوضچه هوادهی و حوضچه ته‌نشینی ثانویه انجام دادند. نمونه‌برداری‌ها روزانه از هوا و به‌صورت صبح و عصر و در فصول تابستان و زمستان انجام شد. از بین آلاینده‌های موردبررسی آمونیاک و سولفید هیدروژن جزء آلاینده‌های معدنی می‌باشند. نمونه‌های آمونیاک به روش ایندوفنل و بر اساس کتاب روش‌های استاندارد آنالیز شدند. بقیه آلاینده‌ها به روش GC-NPO مورد آنالیز قرار گرفتند. پس از آنالیز نمونه‌ها مشاهده گردید که از نظر زمان نمونه‌برداری، در فصل تابستان مقدار بالاتری از ترکیبات بودار در مقایسه با فصل زمستان انتشار یافته‌اند که این می‌تواند به علت دمای بالاتر در فصل تابستان باشد. در حوضچه ته‌نشینی اولیه غلظت ترکیبات بودار بالاتر از واحدهای دیگر بوده است و واحدهای حوضچه هوادهی و حوضچه ته‌نشینی ثانویه در درجه بعدی قرار دارند. از بین این آلاینده‌ها آمونیاک با بیشترین غلظت نسبت به سایر گازهای بوزا در تمام مراحل تصفیه وجود داشته است، اما از نظر شدت تولید بوی ایجادشده دی سولفید دی متیل بیشترین پتانسیل بوزایی را داشته است (Son, 2009).

کیم و همکاران در شهر متروپولیتین سئول در کشور کره جنوبی روی کنترل بو در شبکه فاضلاب این شهر مطالعه‌ای انجام داده‌اند. شبکه فاضلاب شهر از نوع ترکیبی (مشترک) هست. آنها مناطق شلوغ و تجاری شهر که هتل‌ها و رستوران‌ها و سازمان‌های دولتی در آن مناطق زیاد بوده که پیک تولید فاضلاب نیز در این مناطق وجود داشته است را مورد بررسی قرار دادند. یکی از مسائل عمده در ارتباط با سیستم مشترک جمع‌آوری فاضلاب بوی ساطع‌شده از منهول‌ها است. آنها جهت کنترل بو از ۵ عامل در شبکه فاضلاب استفاده کردند. عامل A یک روش پوششی، عامل B روش استفاده از مواد معدنی طبیعی، عامل C استفاده از روش بیولوژیکی، عامل D استفاده از نوعی ژل طبیعی قلیایی و عامل E اکسیداسیون شیمیایی توسط هیپوکلریت سدیم هست. آنها قبل از استفاده از عامل کنترل‌کننده بو از دهانه منهول‌ها نمونه‌برداری از گازهای منتشرشده انجام دادند و بعد از استفاده از عامل نیز از دهانه منهول‌ها نمونه‌برداری از گازهای منتشرشده انجام دادند. آنالیز نمونه‌ها با کمک کتاب روش‌های استاندارد و رنگ سنجی انجام شد. با مقایسه این نتایج و اثر ۵ عامل استفاده‌شده مشخص شد که عامل E یعنی اکسیداسیون شیمیایی در کنترل بو مؤثر بوده است (Kim, 2012).

اومری و همکاران، از سیستم بیوفیلتراسیون برای زدایش گاز  $H_2S$  برای فرایندهای صنعتی استفاده کردند. غلظت‌های مختلفی از  $H_2S$  نمونه‌برداری و تجزیه و تحلیل شده که به مدت ۱۵۰ روز با غلظت ورودی  $H_2S$  به فیلتر بین

$1300-2000 \text{ mg/m}^3$  انجام شده است. راندمان حذف ۹۹٪ برای حداکثر زمان ماند ۶۰ ثانیه در بستر EBRT<sup>۱</sup> هست. باکتری‌های غالب در فیلتراسیون هتروتروف‌ها هستند. اعضای مهم آنها باسیلوس و سودوموناس هست. نتیجه نشان داد که سیستم بیوفیلتر حاوی ذغال سنگ نارس قادر به حذف  $\text{H}_2\text{S}$  به عنوان آلاینده بودار در تصفیه‌خانه فاضلاب هست. برای تصفیه گاز، غلظت‌های مختلف آن به صورت دوره‌ای مورد سنجش قرار گرفت که این نمونه‌ها در یک سری کیسه‌های Tedler جمع‌آوری شدند. گاز  $\text{H}_2\text{S}$  ورودی و خروجی به صورت مستمر از طریق تیتراسیون با استفاده از یدید پتاسیم و معرف نشاسته برای آشکارسازی گاز، اندازه‌گیری شد. محدوده تشخیص گاز  $\text{H}_2\text{S}$  از ۱-۲۰۰ ppm و نیز از ۱-۲۰۰ ppm برای ورودی محاسبه شد که راندمان حذف قابل توجه بود. راندمان حذف ۹۹٪ برای غلظت ورودی  $\text{H}_2\text{S}$  در محدوده  $200-600 \text{ mg/L}$  هست. راندمان حذف برای غلظت  $\text{H}_2\text{S}$  ورودی  $600-1300 \text{ mg/L}$  حدود ۸۹٪ هست؛ بنابراین وقتی بیوفیلتر با غلظت‌های بالای  $\text{H}_2\text{S}$  ورودی تغذیه شود بازده پایین می‌آید، زیرا  $\text{H}_2\text{S}$  بالا برای جمعیت میکروبی ذغال بیوفیلتر سمی بوده و کاهش راندمان را به دنبال دارد. پارامترهای مؤثر بر عملکرد بیوفیلتراسیون شامل PH، رطوبت، غلظت سلول‌های باکتریایی، دما، COD و غلظت  $\text{H}_2\text{S}$  می‌باشند (Omri, 2013).

---

<sup>1</sup>-Empty Bed Retention Time

## **فصل سوم:**

### **روش پژوهش**



### ۳-۱- مقدمه:

در ابتدا بازدیدهای میدانی انجام شد. این بازدیدها با هدف شناخت شبکه، اطلاع از فعالیت تصفیه‌خانه، چگونگی انتقال فاضلاب به تصفیه‌خانه و محل عبور لوله‌ها و محل تعبیه منهول‌ها، شناسایی مناطق مولد بو و تعیین ایستگاه‌های نمونه‌برداری در نقاط مختلف شبکه و در مجاورت تصفیه‌خانه انجام گرفت. در مرحله تعیین نقاط ایجاد بو در شبکه جمع‌آوری فاضلاب، با استفاده از نقشه‌های شبکه جمع‌آوری فاضلاب و شیب خطوط جمع‌آوری و میزان EBOD فاضلاب و غلظت  $SO_4^{2-}$  با استفاده از معادله Pomeroy اقدام به تعیین نقاط ایجاد بو گردید. در مرحله دوم تدوین فرم جمع‌آوری اطلاعات است که جهت درج اطلاعات حاصل از بازدیدهای میدانی و اعتبار سنجی از این فرم‌ها استفاده شد. این فرم شامل پارامترهایی نظیر اطلاعات میزان رضایتمندی ساکنین اطراف تصفیه‌خانه و کارکنان شاغل در تصفیه‌خانه، میزان رضایتمندی شهروندان از شبکه جمع‌آوری فاضلاب، ساعات انتشار بو از شبکه جمع‌آوری و تصفیه‌خانه هست. در این خصوص، با استفاده از نرم‌افزار Arc GIS، نقشه‌هایی برای شناسایی مناطق مولد بو در شبکه فاضلاب تهیه شد.

### ۳-۲- نوع پژوهش:

نوع مطالعه کاربردی بر پایه تجربی هست.

### ۳-۳- محیط پژوهش:

تصفیه‌خانه و شبکه جمع‌آوری فاضلاب شهر قزوین

### ۳-۴- روش نمونه‌گیری و حجم نمونه:

با توجه به بازدیدهای میدانی و اعتراض‌های محلی در تمامی جهت‌های تصفیه‌خانه و مناطقی از شبکه فاضلاب شهری ایستگاه‌های نمونه‌برداری تعیین شدند. تعداد ۱۲ ایستگاه در اطراف تصفیه‌خانه و تعداد ۱۰ ایستگاه در شبکه جمع‌آوری فاضلاب تعیین شدند. در زمان‌های صبح و عصر نمونه‌برداری در این ایستگاه‌ها به روش غیرفعال انجام

شد. در مجموع تعداد ۱۹۲ نمونه از اطراف تصفیه‌خانه فاضلاب و ۱۶۰ نمونه از شبکه جمع‌آوری فاضلاب برای دو آلایند آمونیاک و سولفید هیدروژن تهیه شد.

### ۳-۴-۱- نمونه‌برداری:

به‌طور کلی نمونه‌برداری از گازها و بخارها ممکن است به دو روش Passive یا غیرفعال و دینامیک یا فعال صورت پذیرد.

### ۳-۴-۱-۱- روش نمونه‌برداری Passive یا غیرفعال:

در روش نمونه‌برداری پسیو آلاینده‌های موجود در هوا بر اساس پدیده انتشار<sup>۱</sup> و نفوذ<sup>۲</sup> به درون نمونه‌بردار وارد می‌شوند. وسایلی که برای این منظور مورد استفاده قرار می‌گیرند کوچک، سبک و ارزان بوده و چون دارای قطعات متحرکی هستند دچار نقص فنی نیز نمی‌شوند. استفاده از آنها آسان و راحت است و همان‌طور که گفته شد، اساس کار آنها بر مبنای نفوذ و انتشار آلاینده‌های گازی شکل در یک محیط جاذب استوار است. این وسایل به هیچ نوع کالیبراسیونی نیاز ندارند و کالیبراسیون آنها توسط سازنده انجام می‌شود. تعیین مقدار آلایند در نمونه‌برداری پسیو، گاهی بر اساس شدت و گاهی بر اساس تغییر رنگ صورت می‌گیرد و با مقایسه رنگ ایجادشده با مجموعه‌ای از رنگ‌های استاندارد به غلظت پی می‌برند. ولی گاهی تعیین غلظت آلایند نیاز به آنالیز آزمایشگاهی دارد. امروزه این وسایل به علت سهولت استفاده، کاربرد رو به رشدی یافته ولی باید در نظر داشت که نمونه‌برداری درازمدت از صحت و دقت بیشتری بر خوردار است (Nikpey, 2011).

### ۳-۴-۱-۲- روش نمونه‌برداری دینامیک یا فعال:

در نمونه‌برداری به روش فعال دو روش آنی و مداوم وجود دارد.

۱- نمونه‌برداری به شیوه آنی: این روش که نمونه‌برداری گراب نیز نام دارد، جمع‌آوری مستقیم مخلوط آلاینده‌ها و هوا در داخل یک ظرف و در طی یک زمان کوتاه (چند ثانیه یا چند دقیقه) است. این نوع نمونه‌برداری چون در یک محل مشخص صورت می‌گیرد نمونه‌برداری نقطه‌ای نیز نامیده می‌شود؛ بنابراین نمونه‌های گراب، غلظت آلاینده‌ها را در یک زمان و یک محل معین نشان می‌دهد. از مزایای نمونه‌برداری آنی این است که علاوه بر جمع‌آوری نمونه

1- Diffusion

2- Permeation

با راندمان ۱۰۰ درصد، می‌توان آن را بلافاصله از طریق تزریق مستقیم به داخل وسایل سنجش مثل کروماتوگرافی و یا وسایل قرائت مستقیم تجزیه نمود و البته آن را برای آنالیزهای بعدی هم نگهداری کرد.

اشکال این روش آن است که نمی‌توان نمونه‌برداری را در طولانی‌مدت انجام داد و عیب دیگر آن این است که اگر غلظت آلاینده‌ها کم باشد روش تجزیه باید خیلی دقیق و حساس باشد تا بتوان اندازه‌گیری را انجام داد.

۲- نمونه‌برداری مداوم یا بلندمدت:

این روش عبارت است از عبور حجم معینی از هوا میان یک جاذب، جهت گرفتن آلاینده موردنظر؛ بنابراین برای استفاده از این روش باید از مواد جاذب استفاده نمود. به‌طور کلی جاذب‌ها را می‌توان به دو دسته جامد و مایع تقسیم کرد. برای گازها و بخارها محلول و واکنش‌پذیر از جاذب‌های مایع و برای گازها و بخارهایی که کمتر محلول می‌باشند و یا واکنش ناپذیرند از جاذب‌های جامد استفاده می‌شود.

### ۳-۴-۲- انواع جاذب‌های جامد شامل:

#### ۳-۴-۲-۱- زغال فعال:

این ماده فرم بی‌شکل کربن است که از منابعی مثل پوست نارگیل، زغال سنگ، چوب گردو، پوست گردو، استخوان حیوانات، نفت و دیگر مواد کربنی به دست می‌آید. زغال فعال یک ماده غیر قطبی است و یک جاذب سطحی عالی برای اغلب بخارها آلی هست.

#### ۳-۴-۲-۲- سیلیکاژل:

فرم بی‌شکل سیلیس است که در اثر واکنش اسیدسولفوریک بر سیلیکات سدیم حاصل می‌شود. سیلیکاژل یک ترکیب قطبی است و یک جاذب بسیار مفید برای ترکیبات قطبی نظیر الکل‌ها، آمین‌ها و فنل‌ها است.

#### ۳-۴-۲-۳- پلیمرهای متخلخل:

شامل تناکس، پروپاک، کروموزورب و رزین‌های آمبرلیت.

### ۳-۴-۲-۴-آنازورب:

یک جاذب کربنی سنتتیک دانه دانه است و در جمع‌آوری ترکیبات قطبی مثل اتانول، پروپیلن اکساید و فسفین مفید است.

### ۳-۴-۲-۵-فلوراسیل:

کاربرد محدودی داشته و برای جمع‌آوری پلی کلروبی فنل‌ها به کار می‌رود.

### ۳-۴-۲-۶-فوم پلی اورتان:

جهت نمونه‌برداری از آفت‌کش‌های ارگانوکلره، PCB و هیدروکربن‌های آروماتیک چندهسته‌ای مورد استفاده قرار می‌گیرد.

## ۳-۴-۳-انواع جاذب‌های مایع شامل:

۱- آب مقطر (برای متانول و اتانول) ۲-الکل (برای استر) ۳-بوتانول (برای کلوروهای آلی) ۴-سالتزمن (برای  $\text{NO}_2$ ) و ۵-اسیدسولفوریک (برای آمونیاک).

جاذب‌های مایع را در ظروف مخصوصی تحت عنوان ظرف گازشوی می‌ریزند و هوا را از داخل آن ظرف عبور می‌دهند تا آلاینده جذب جاذب شود.

به‌طورکلی دو نوع جذب امکان‌پذیر است، جذب شیمیایی<sup>۱</sup> و جذب سطحی<sup>۲</sup>. اختلاف بین جذب شیمیایی و جذب سطحی عبارت است از این که در عمل جذب شیمیایی، یک فعل‌وانفعال شیمیایی بین گاز و بخار و جاذب به وجود می‌آید ولی در جذب سطحی، پدیده جذب یک پدیده فیزیکی محض است و در واقع جاذب، ماده مورد نظر را به‌صورت یک لایه مولکولی به خود می‌گیرد. جذب سطحی بر خلاف جذب شیمیایی، فرایندی برگشت‌پذیر است.

در هنگام استفاده از جاذب‌های مایع، اول باید حجم محلول جاذب مشخص بوده و درجه فرار بودن آن نیز دانسته شود و در ثانی حجم هوای عبور داده‌شده از داخل جاذب نیز باید معلوم باشد. در واقع دبی باید در حدی باشد که

<sup>1</sup>- Absorption

<sup>2</sup>- Adsorption

تماس کامل بین جاذب و آلاینده برقرار شود و جاذب توانایی پذیرش آلاینده را در آن دبی داشته باشد. این جاذبها در ظروف مخصوصی که شیشه‌ای است ریخته شده و هوای حاوی آلاینده از آن عبور می‌کند. از معروف‌ترین بطری‌های شیشه‌ای ایمپینجر هست که از نازلی تشکیل شده است که در یک سیلندر حاوی محلول جاذب قرار گرفته است (Nikpey, 2011).

### ۳-۵- انتخاب نقاط نمونه‌برداری در شبکه جمع‌آوری فاضلاب:

جهت تعیین نقاط نمونه‌برداری و شناسایی ایستگاه‌ها در شبکه فاضلاب، بر اساس مدل پومروی<sup>۱</sup> عمل شد (Parkhurst, 2008). این رابطه به‌صورت زیر هست:

فرمول ۳-۱:

$$S_2 = S_1 + (M) (T) \{EBOD (D/4 + 1.57)\}$$

$S_2$ : غلظت سولفید پیش‌بینی شده در زمان  $t_2$  ،  $mg/l$

$S_1$ : غلظت سولفید در زمان  $t_1$  ،  $mg/l$

$D/4$ : شعاع هیدرولیکی

$T = t_2 - t_1$ : زمان جریان در یک فاضلاب‌رو تا رسیدن به شیب ثابت، قطر و جریان ثابت بر حسب ساعت (hr).

$M$ : ضریب ثابت مخصوص سولفید، بر حسب  $m/hr$

این ضریب در فاضلاب‌روهای ثقیلی و تحت فشار که شرایط تولید سولفید در آنها وجود دارد  $m/h$  ۰/۰۰۳ هست.

$D$ : قطر لوله بر حسب فوت (ft)

$E BOD$ : در این رابطه  $BOD$  مؤثر هست.

به عنوان یک راه مناسب برای ترکیب دما و اثرات  $BOD$  است که معادله آن به شرح زیر است (Hvitved- Jacobsen, 2002):

فرمول ۳-۲:

$$EBOD = BOD \times (1.07)^{T-20}$$

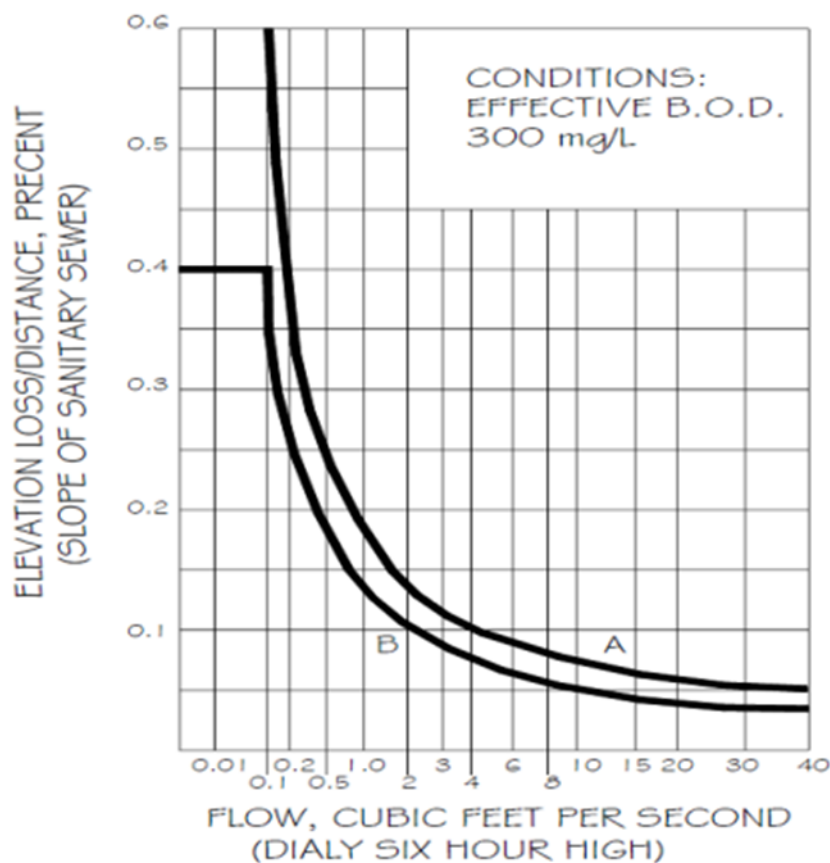
$BOD$  :  $BOD_5$  استاندارد ،  $mg/l$

<sup>۱</sup> -pomeroy

T: دما بر حسب °C

1.07: فاکتور تجربی

که در شبکه جمع‌آوری فاضلاب شهر قزوین با جمع‌آوری داده‌های اولیه از قبیل جمعیت، دوره طرح، تراکم جمعیت، توپوگرافی، مطالعه و نقشه هیدرولیکی شبکه جمع‌آوری فاضلاب بررسی شد و آنگاه به وسیله رابطه پومروی پتانسیل نقاط تجمع  $H_2S$  در شبکه شناسایی شد. نمونه‌برداری در نقاطی از شبکه انجام شد که بالاترین پتانسیل تشکیل گاز هیدروژن سولفور و آمونیاک وجود داشته باشد. در تعیین این نقاط پارامترهایی نظیر  $BOD_5$ ، درجه حرارت، میزان جریان، محیط تر شده و عرض سطح جریان در نظر گرفته شد. نمودار رابطه پومروی: این نمودار در شکل (۱-۳) نشان داده شده است.



شکل ۱-۳- الگوی پومروی در انتخاب خطوط شبکه دارای پتانسیل تولید بو

این نمودار برای قطرهای بزرگتر از ۷۰۰ میلی‌متر و  $EBOD_5$  بیشتر از ۳۰۰ میلی‌گرم در لیتر صحت دارد (Parkhurst, 2008). با توجه به آنکه در صورت طراحی مناسب از نقطه نظر شیب انتظار تولید بو در خطوط با قطر ۷۰۰ میلی‌متر ناچیز هست و همچنین با در نظر گرفتن  $BOD_5$  میانگین ۲۲۰ میلی‌گرم در لیتر و دمای ۲۵ درجه سانتی‌گراد، دیاگرام فوق برای خطوط بالای ۷۰۰ میلی‌متر در شبکه جمع‌آوری شهر قزوین قابل کاربرد هست. میزان  $H_2S$  در این نمودار بر اساس حداکثر دبی ساعتی در محور Xها و میزان شیب موجود در فاضلاب‌رو در محور Yها و همچنین قطر و میزان  $EBOD_5$  خطوط جمع‌آوری تعیین گردید. بر اساس این نمودار نقاطی که زیر خط B قرار گرفتند پتانسیل تولید گاز هیدروژن سولفور را دارا می‌باشند، بنابراین خطوطی که بر اساس نمودار پومروی دارای پتانسیل ایجاد بو هستند مشخص شد. در این رابطه تعداد ۱۱۶ خط لوله با قطر بالای ۷۰۰ میلی‌متر در شبکه جمع‌آوری فاضلاب مورد بررسی قرار گرفتند.

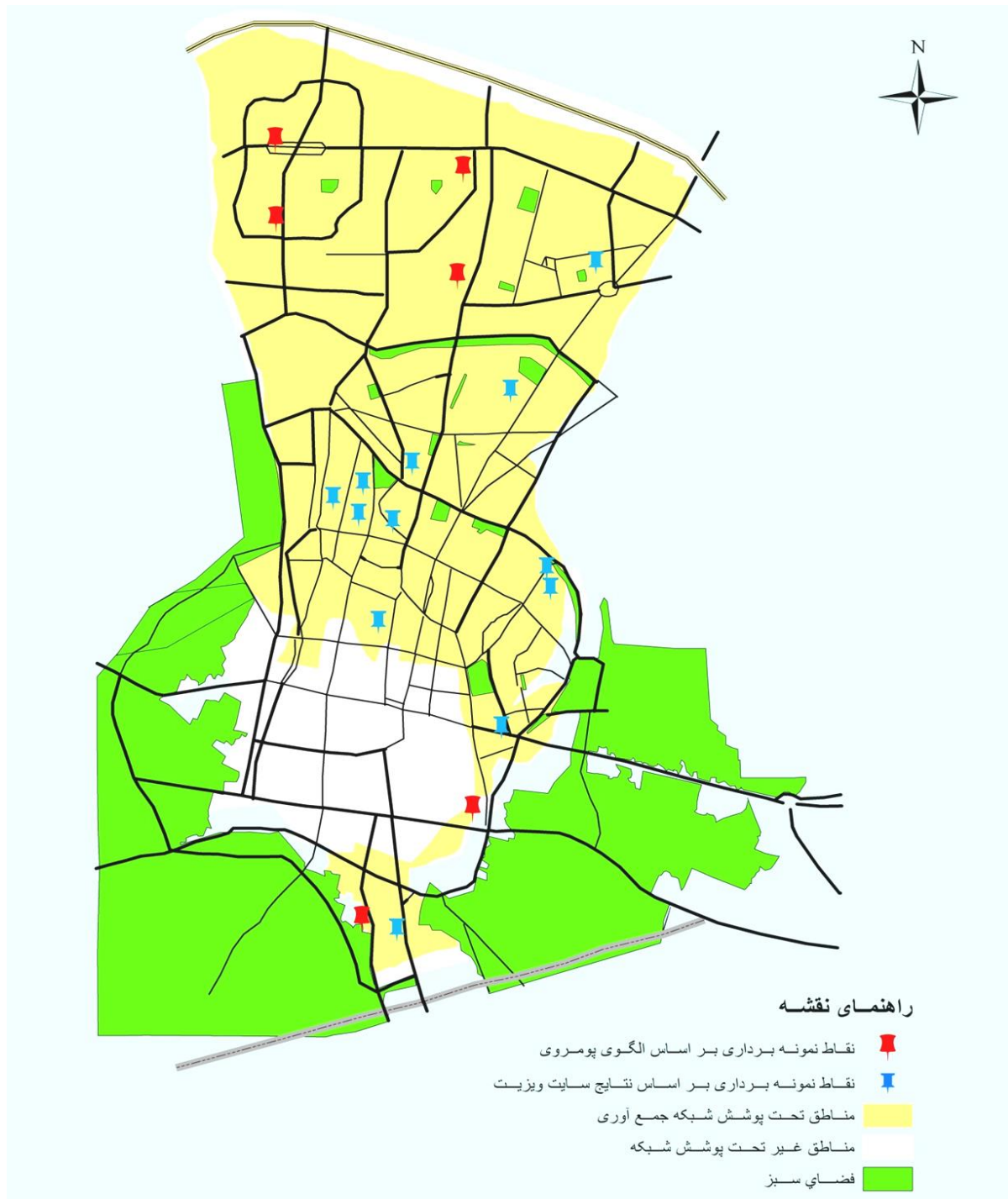
که بر اساس رابطه پومروی و به کمک نمودار شکل شماره (۳-۱) نقاط تعیین شده برای نمونه‌برداری پس از محاسبات دقیق ریاضی به دست آمد که شامل:

بلوار جمهوری اسلامی، خیابان اصفهان، بلوار دانشگاه بین‌الملل (سه منهول)، محله کوثر (سه منهول)، ابتدای بلوار شهید صیاد شیرازی، مینودر.

در ادامه برای انتخاب خطوط با قطر کمتر از ۷۰۰ میلی‌متر که رابطه پومروی برای آن خطوط تعریف نمی‌شد و مشکل ایجاد بو را داشتند با استفاده از نظر متخصصان و تکمیل فرم جمع‌آوری اطلاعات (پیوست ۱) عمل شد. برای این منظور ابتدا اطلاعات موردنظر شبکه فاضلاب از کارشناسان شرکت آب و فاضلاب جمع‌آوری شد. در این خصوص پس از اخذ نظر متخصصان، با اجرای بازدیدهای میدانی با هدف شناخت شبکه، اطلاع از فعالیت تصفیه‌خانه، چگونگی انتقال فاضلاب به تصفیه‌خانه و محل عبور لوله‌ها و محل تعبیه منهول‌ها، شناسایی مناطق مولد بو انجام گرفت. سپس با تقسیم‌بندی شهر قزوین به سه قسمت شمالی، مرکزی و جنوبی و با توجه به تراکم جمعیتی در هر منطقه تعداد ۱۰۰ نمونه جهت تکمیل فرم جمع‌آوری اطلاعات تعیین گردید و با اجرای پرسشگری در مناطق مختلف تعداد ۷۴ مورد مشکل بو را در منطقه سکونت و یا محل کار خود ارائه نمودند که فرم جمع‌آوری اطلاعات برای آن‌ها تکمیل شد. پرسشگری در مناطقی انجام شد که دارای شبکه جمع‌آوری فاضلاب بودند. پرسش‌شوندگان از افراد بومی و یا شاغل در منطقه بودند و در صورتی در مصاحبه شرکت داده می‌شدند که توانایی توضیح در خصوص جزئیات پرسشنامه

را دارا باشند. فرم جمع‌آوری اطلاعات مشتمل بر ۱۱ سؤال در خصوص انتشار بوی ناخوشایند در شبکه فاضلاب شهر قزوین بود و با استفاده از آن دو هدف پیگیری شد. اول صحت سنجی خروجی‌های به‌دست‌آمده از الگوی پومروی و هدف دوم انتخاب نقاط نمونه‌برداری برای مناطقی از شبکه که مدل پومروی در آن مناطق احتمال تولید بوی ناشی از سولفید هیدروژن را ارائه نمی‌داد. در شکل شماره (۲-۳) مناطقی که در آنها پرسشگری به اجرا رسیده است به انضمام نقاط تعیین‌شده به کمک رابطه پومروی نمایش داده شده است.





شکل ۳-۲: پراکندگی نقاط نمونه برداری بر اساس معادله پومروی و تکمیل فرم جمع آوری اطلاعات از شهروندان

نقاطی از شبکه جمع‌آوری که بر اساس فرم جمع‌آوری اطلاعات بیشترین مشکل بو را داشته‌اند به شرح زیر است: خیابان بنیاد، عمران، حیدری، هادی‌آباد، خیابان دانشگاه، میدان جانبازان، خیابان راه‌آهن، چهارراه نادری، سرداران، ولی‌عصر (بلوار خرمشهر).

با توجه به اینکه بعضی از نقاط تعیین‌شده به روش‌های فوق به علت نزدیک بودن و یا در یک امتداد بودن با هم همپوشانی داشته‌اند، لذا از بین آنها ده نقطه که احتمال بیشتری به جهت بوزایی داشته و قسمت‌های اصلی شهر را پوشش می‌دادند انتخاب شدند که به شرح زیر است:

چهارراه بنیاد، چهارراه عمران، خیابان دانشگاه، راه‌آهن، خیابان دانشگاه بین‌الملل، میدان کوثر، میدان مینودر، چهارراه ولی‌عصر، میدان سرداران و هادی‌آباد.

پس از شناسایی و تعیین ایستگاه‌ها، نمونه‌برداری انجام شد. نمونه‌برداری در فصول مختلف سال در زمان‌های مختلف شبانه‌روز (قبل از طلوع خورشید و بعد از ظهر)، مکان‌های مشخص‌شده در شبکه جمع‌آوری (بالادست و پایین‌دست) انجام شد.

### ۳-۶- انتخاب نقاط نمونه‌برداری در اطراف تصفیه‌خانه فاضلاب:

در تعیین نقاط نمونه‌برداری در اطراف تصفیه‌خانه فاضلاب، پس از بازدیدهای میدانی، با برآورد اولیه غلظت آلاینده‌ها، میزان پراکندگی و انتشار عمودی و افقی در نظر گرفته شد و نقاط دارای حداکثر غلظت در اطراف تصفیه‌خانه تعیین گردید. در این خصوص جهت وزش بادهای دائمی در نظر گرفته شد که نمونه‌برداری در فصول مختلف بهار، تابستان، پاییز و زمستان در زمان‌های مختلف شبانه‌روز صبح و بعد از ظهر (قبل از طلوع خورشید و بعد از ظهر) و شعاع‌های مختلف در سایت تصفیه‌خانه انجام پذیرفت. تعداد چهار ایستگاه در جهات جغرافیایی شمال، جنوب، شرق و غرب تصفیه‌خانه در فواصل صفر کیلومتری که داخل سایت تصفیه‌خانه هست و در دو کیلومتری و چهار کیلومتری از محل تصفیه‌خانه تا سکونت‌گاه‌های اطراف تعداد ۱۲ ایستگاه انتخاب و نمونه‌برداری از هوا در ایستگاه‌های مشخص‌شده انجام شد.

### ۳-۷- درون‌یابی و پهنه‌بندی ترکیبات شناسایی شده در شبکه جمع‌آوری و

#### اطراف تصفیه‌خانه فاضلاب:

اجرای درون‌یابی<sup>۱</sup> بر اساس ارزش تعداد محدودی از نقاط نمونه‌برداری شده که در سطح محدوده مورد مطالعه پراکنده شده‌اند، ارزش سلول‌های لایه رستر خروجی را به کمک روابط ریاضی و آماری به صورت تخمینی پیش‌بینی و برآورد می‌کند. درون‌یابی می‌تواند با استفاده از روش‌های مختلف به اجرا رسد. در این مطالعه برای نمایش تغییرات غلظت آلاینده‌ها در شبکه جمع‌آوری و پیرامون تصفیه‌خانه، درون‌یابی آلاینده‌ها با استفاده از روش Kriging در محیط نرم‌افزار ARC GIS 9.2 به اجرا رسید. در این روش برای تعیین ارزش هر سلول خروجی، به ارزش‌های نقاط نمونه‌برداری شده مجاور وزن‌هایی را می‌دهد تا مقدار ارزش هر سلول را به این طریق برآورد نماید. فرمول کلی که در این روش از آن استفاده می‌شود عبارت از حاصل جمع ارزش‌های وزن دهی شده نقاط نمونه‌برداری بوده و به صورت زیر بیان می‌شود:

$$Z(S_0) = \sum_{i=1}^N \lambda_i \times Z(s_i) \quad \text{فرمول (۴-۱):}$$

در این فرمول  $Z(s_i)$  مقدار نمونه‌برداری شده در موقعیت  $i$ ام،  $\lambda_i$  وزن نامعلوم متغیر برای نقاط نمونه‌برداری در نقطه  $i$ ام،  $S_0$  موقعیت سلول در حال برآورد و  $N$  تعداد نقاط نمونه‌برداری شده هست. در روش Kriging مقدار وزن‌هایی که به ارزش نقاط نمونه‌برداری شده اختصاص داده می‌شود، نه تنها مبتنی بر فاصله بین هر نقطه نمونه‌برداری است، بلکه به چیدمان و مقدار ارزش‌های آنها نیز وابسته است.

نمونه‌برداری به روش غیرفعال انجام گرفت. پمپ مورد استفاده در این پژوهش از نوع Low volume ساخت کمپانی SKC از کشور انگلستان بود. مقدار دبی مکشی پمپ در ابتدای هر روز به روش حباب صابون تعیین و بعد از کالیبره شدن مورد استفاده قرار گرفت.

<sup>1</sup>-Interpolation



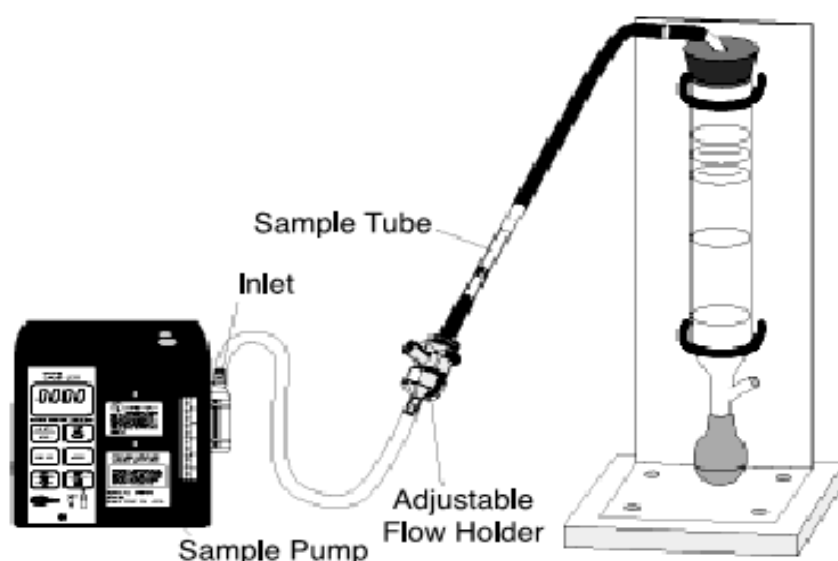
شکل ۳-۳: نمایی از پمپ نمونه‌برداری مورد استفاده در مطالعه

کالیبراسیون عبارت است از تنظیم عملیاتی که تحت شرایط خاص برقرار می‌شود تا ارتباط بین مقادیر نشان داده شده توسط سیستم‌های اندازه‌گیری و مقادیر واقعی مشخص گردد. کالیبراسیون پمپ‌ها باید قبل و بعد از نمونه‌برداری از هوا صورت گیرد و ایده آل آن است که میانگین دبی اندازه‌گیری شده در طی کالیبراسیون قبل و بعد از نمونه‌برداری بیشتر از ۵ درصد با یکدیگر اختلاف نداشته باشد.

فلومتر حباب صابون وسیله بسیار مناسبی برای کالیبراسیون وسایلی است که با دبی‌های پایین (حدود ۱ تا ۱۰۰۰ میلی‌لیتر بر دقیقه) کار می‌کنند. ساده‌ترین شکل فلومتر حباب صابون دارای یک بورت مدرج است. برای کالیبراسیون پمپ، یک حباب صابون در بورت ایجاد کرده و مدت‌زمانی را که طول می‌کشد تا حباب صابون حجم معینی از بورت را طی کند به وسیله یک کرنومتر اندازه می‌گیرند. با توجه به حجم طی شده به وسیله حباب صابون در بورت (V) و زمان اندازه‌گیری شده (t) می‌توان با استفاده از رابطه زیر دبی پمپ (Q) را به دست آورد (Nikpey, 2011).

$$Q = v/t$$

فرمول ۳-۵:



شکل ۳-۴: کالیبراسیون پمپ نمونه بردار محیطی

لازم به ذکر است که نمونه برداری در شبکه و اطراف تصفیه خانه در ارتفاع ۱/۵ متری از سطح زمین انجام شد (Srivastava, 2006; Sather, 2008).

پس از نمونه برداری محیطی جاذب‌ها در دمای ۵-۷ درجه سانتی گراد در به آزمایشگاه منتقل شدند. با توجه به آنکه مهم‌ترین آلاینده‌های معدنی متصاعد شده از فاضلاب را آمونیاک و سولفید هیدروژن تشکیل می‌دهند، این دو آلاینده به نمایندگی از گازهای معدنی آنالیز کمی شدند. نمونه برداری از آلاینده‌ها بر اساس جذب بر روی جاذب بود. با توجه به محاسبات انجام شده تعداد ۹۶ نمونه از پیرامون تصفیه خانه برای هر آلاینده که در کل برای دو آلاینده ۱۹۲ نمونه انجام شد. تعداد ۸۰ نمونه از شبکه جمع‌آوری فاضلاب برای هر آلاینده که در کل برای دو آلاینده ۱۶۰ نمونه انجام گرفت.

### ۳-۸- روش گردآوری داده‌ها:

طبق قانون آووگادرو، یک مول از هر گاز حجم مشابهی با یک مول از هر گاز دیگر در دما و فشار یکسان اشغال می‌کند. در دمای ۲۷۰ درجه کلوین ( $^{\circ}\text{C}$ ) و فشار ۱ atm که شرایط استاندارد برای بسیاری از واکنش‌های شیمیایی به کار می‌رود، حجم برابر  $22.4 \text{ L/mol}$  است. به کمک روابط زیر محاسبات انجام شد:

$$P_1 V_1 / T_1 = P_2 V_2 / T_2 \quad \text{فرمول ۳-۵:}$$

و با در نظر گرفتن فشار یکسان داریم:

$$V_1 T_2 = V_2 T_1 \quad \text{فرمول ۳-۶:}$$

برای محاسبه دقیق غلظت آمونیاک و سولفید هیدروژن برحسب واحد اندازه گیری ppm از فرمول (۳-۷) استفاده شد، حجم با در نظر گرفتن شرایط حقیقی و با کمک روابط فوق برای فصول مختلف سال با توجه به تغییرات دما اصلاح گردید و در روابط جهت محاسبه از حجم اصلاح شده استفاده شد (Salvato, 2003).

$$\frac{\mu g}{m^3} = \frac{ppm \times M \times 10^{-3}}{V} \quad \text{فرمول ۳-۷:}$$

M = وزن مولکولی

V = حجم اصلاح شده

### ۳-۹- نمونه برداری آمونیاک:

نمونه برداری توسط ایمپینجر حاوی اسیدسولفوریک انجام شد.

جذب و آنالیز آمونیاک:

اندازه گیری غلظت آمونیاک با استفاده از روش ایندوفنل انجام شد.

در این روش آمونیاک موجود در هوای ورودی با عبور دادن حجم مشخصی از هوا از داخل محلول اسیدسولفوریک موجود در یک ایمپینجر به سولفات آمونیوم تبدیل شده و جمع آوری می گردد.

سولفات آمونیوم تشکیل شده در نمونه به روش رنگ سنجی آنالیز می شود و با واکنش فنل، هیپوکلریت سدیم قلیایی،

ایندوفنل که دارای رنگ آبی هست تشکیل می شود و واکنش فوق با افزودن نیتروپروپوسید سدیم به عنوان کاتالیزور

واکنش تسریع می گردد (Shahmansouri, 2005; Ronaghi, 2014; Lodge, 1990; Busca, 2003).

معرف و محلول های مورد نیاز:

آب مقطر:

آب مقطر مورد استفاده باید عاری از آمونیاک بوده و دو بار تقطیر شده باشد.

محلول جذب:

جهت تهیه محلول جذب ۳ میلی لیتر اسیدسولفوریک غلیظ  $H_2SO_4$  (۱۸ مولار) در یک لیتر آب مقطر حل گردید تا اسیدسولفوریک ۰/۱ نرمال حاصل شود (Lodge, 1990).

محلول نیتروپروسید سدیم:

برای تهیه محلول نیتروپروسید سدیم ۲ گرم نیتروپروسید سدیم در ۱۰۰ میلی لیتر آب مقطر حل گردید.

محلول حاصل را می توان به مدت ۲ ماه در یخچال نگهداری کرد (Lodge, 1990).

هیدروکسید سدیم ۶/۷۵ مولار:

جهت تهیه هیدروکسید سدیم ۶/۷۵ مولار ابتدا مقادیر ۲۷۰ گرم هیدروکسید سدیم در یک لیتر آب مقطر حل شده سپس محلول حاصل جوشانده شد تا حجم آن به ۶۰۰ میلی لیتر برسد و آمونیاک موجود در آن خارج شود. حال بعد از سرد کردن محلول با آب مقطر دو بار تقطیر به حجم ۱ لیتر رسانده شد. نکته ای که باید به آن توجه شود این است که این محلول باید در ظروف پلی اتیلنی نگهداری شود (Lodge, 1990).

هیپوکلریت سدیم:

مقادیر مشخصی از هیپوکلریت سدیم ۵ تا ۶ درصد با آب مقطر رقیق گردید تا محلول N ۰/۱ حاصل شود. این

محلول را می توان در یخچال به مدت چند ماه نگهداری کرد.

محلول ۴۵ درصد فنل:

برای تهیه محلول ۴۵ درصد فنل مقدار ۵۰ گرم فنل در داخل یک ارلن ریخته شد و داخل آب گرم با دمای ۶۰ درجه سلسیوس قرار گرفت تا ذوب گردد. محلول ذوب شده حاصل حاوی ۴۵ میلی لیتر فنل مایع خواهد بود. با استفاده از متانول محلول فوق در یک بالن ژوژه به حجم ۱۰۰ میلی لیتر رسانده شد. محلول فوق را می توان به مدت ۲ ماه در یخچال نگهداری کرد.

محلول بافر:

جهت تهیه محلول بافر ۵۰ گرم فسفات سدیم  $Na_3PO_4 \cdot 12H_2O$  و ۷۴ میلی لیتر محلول هیدروکسید سدیم ۶/۷۵ مولار تهیه شده در مراحل قبل، مخلوط شده و به حجم ۱ لیتر رسانده می شود.

محلول هیپوکلرید سدیم کار:

۳۰ میلی لیتر محلول ۰/۱ نرمال هیپوکلریت سدیم و ۳۰ میلی لیتر هیدروکسید سدیم ۶/۷۵ مولار تهیه شده در مراحل قبل را مخلوط نموده و با استفاده از آب مقطر دو بار تقطیر شده به حجم ۱۰۰ میلی لیتر رسانده شد. این محلول باید روزانه تهیه گردد.

محلول فنل کار:

۲۰ میلی لیتر محلول فنل ۴۵ درصد و ۱ میلی لیتر محلول نیتروپروکسید سدیم ۲ درصد مخلوط و به حجم ۱۰۰ میلی لیتر رسانده شد. این محلول هر چهار ساعت یکبار تهیه شد. به این نکته باید توجه کرد که تهیه محلول فوق به صورت هر چهار ساعت یکبار مهم بوده و در صحت نتایج به دست آمده حائز اهمیت فراوان هست.

محلول ذخیره آمونیاک:

۳/۱۸ گرم از  $\text{NH}_4\text{Cl}$  یا ۳/۸۸ گرم  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  با استفاده از آب مقطر به حجم یک لیتر رسانده می شود. (۱) میلی لیتر برابر  $1 \text{ mg/l NH}_3$  (هست) (Lodge, 1990).

برای نگهداری بهتر یک قطره کلروفرم به محلول اضافه می گردد. این محلول را می توان به مدت دو ماه مورد استفاده قرار داد.

تجهیزات مورد نیاز:

پمپ نمونه برداری:

مقدار دبی مورد نیاز برای نمونه برداری آمونیاک توسط پمپ نمونه برداری فردی کالیبره شده تأمین شد. دبی مورد نیاز برای این آزمایش  $1-3 \text{ L/min}$  هست. مقدار حجم عبوری از محلول جاذب نیز با توجه به غلظت آمونیاک در هوا حداقل ۱۰ لیتر در نظر گرفته شد؛ که ما با در نظر گرفتن حداکثر دبی یعنی  $3 \text{ L/min}$  و به مدت ۳۰ دقیقه نمونه برداری انجام دادیم که در کل ۹۰ لیتر هوا در هر مرحله نمونه برداری از محلول جاذب موجود در ایمپینجر عبور داده شد.

اسپکتروفتومتر:

اسپکتروفتومتر مورد استفاده در این آزمایش مدل UV-VIS T80+ ساخت شرکت PG-instruments Ltd کشور انگلستان بود که قابلیت اندازه گیری در طول موج  $630 \text{ nm}$  را داشت.

ظروف شیشه ای:



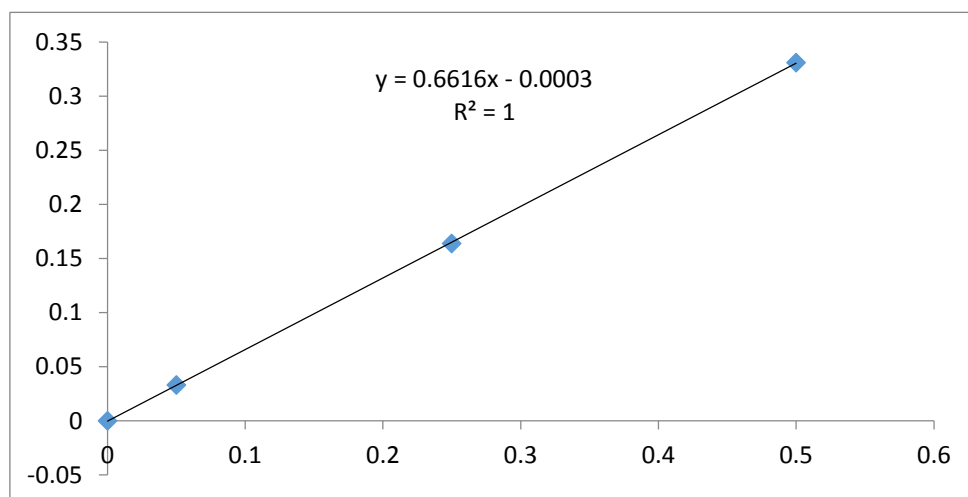
ظروف شیشه‌ای مختلف مورد استفاده در این آزمایش باید با اسید کلریدریک ۱/۲ نرمال شسته شود که به این منظور در طول انجام این آزمایش تمام ظروف شیشه‌ای مورد استفاده قبل از هر استفاده، با اسید کلریدریک ۱/۲ نرمال شستشو داده می‌شدند.

آنالیز آمونیاک:

جهت آنالیز آمونیاک موجود در هوا ابتدا ۲۰ میلی لیتر محلول جذب در داخل ایمپینجر ریخته شد، سپس حجم مشخصی از هوا از داخل ایمپینجر عبور داده شد. در صورت نیاز جهت اطمینان از جذب کامل گاز آمونیاک در محلول جذب گاهی اوقات از ۲ یا ۳ ایمپینجر به صورت سری استفاده می‌شد. پس از این مرحله آمونیاک موجود در هوای عبوری جذب محلول می‌شود. به محلول فوق ۴ میلی لیتر محلول بافر، ۱۰ میلی لیتر فنل کار، ۵ میلی لیتر محلول هیپوکلریت سدیم اضافه شده و طی هر مرحله کاملاً مخلوط گردید. پس از آن محلول حاصل به مدت ۳۰ دقیقه در داخل اتاق تاریک قرار گرفت تا واکنش تکمیل گردد پس از آن بلافاصله در طول موج ۶۳۰ nm توسط اسپکتروفتومتر قرائت شد (Lodge, 1990).

رسم منحنی استاندارد برای آمونیاک:

جهت ترسیم منحنی کالیبراسیون ابتدا با استفاده از محلول آمونیاک ذخیره غلظت‌های مختلفی از آمونیاک تهیه گردید و با اندازه‌گیری‌های متعدد در طول موج ۶۳۰ nm منحنی کالیبراسیون دقیق ترسیم گردید.



شکل ۳-۵- نمودار منحنی استاندارد آمونیاک

### ۳-۱۰- نمونه برداری گاز سولفید هیدروژن:

جذب و آنالیز گاز سولفید هیدروژن:

برای اندازه گیری غلظت گاز سولفید هیدروژن از روش ژاکوب و همکاران که به روش متیلن بلو معروف هست، استفاده شد. این روش بر اساس جذب سولفید هیدروژن هوا در یک محلول قلیایی و سپس افزودن معرف های رنگی هست. شدت رنگ ایجاد شده در محلول توسط دستگاه اسپکتروفتومتری با طول موج ۶۷۰ نانومتر اندازه گیری می شود، شدت رنگ ایجاد شده متناسب با غلظت سولفید هیدروژن جذب شده در محلول هست (Morris, 1957; De Santis, 2005; Ronaghi, 2014).

معرف و محلول های مورد نیاز:

محلول جذب:

جهت تهیه محلول جذب ۴/۳ گرم سولفات کادمیوم کریستال  $CdSO_4 \cdot H_2O$  در ۱۰۰ میلی لیتر آب مقطر حل گردید سپس ۰/۳ گرم هیدروکسید سدیم نیز در ۱۰۰ میلی لیتر آب حل شد. سپس محلول های تهیه شده با هم مخلوط شدند و توسط بالن ژوژه به حجم یک لیتر رسانده شدند. آب مقطر به کار رفته در ساخت این محلول ها آب مقطر دو بار تقطیر هست. لازم به ذکر است که مخلوط فوق قبل از هر بار استفاده باید کاملاً مخلوط گردد. به دلیل سمی بودن محلول در استفاده از آن باید دقت کافی داشت (Morris, 1957).

محلول ذخیره اسیدسولفوریک آمین:

ابتدا ۳۰ میلی لیتر از آب مقطر به بالن ژوژه ۱۰۰ میلی لیتری ریخته می شود سپس ۵۰ میلی لیتر اسیدسولفوریک غلیظ به آن اضافه می گردد. مخلوط شدن اسید و آب تولید گرما می کند، لذا با رعایت ایمنی کامل در تهیه محلول صبر می کنیم تا محلول سرد شود.

۱۲ گرم از محلول N و N دی متیل P فنیلن دی آمین ( $N,N$  dimethyl-p- phenylenediamine) را به محلول اضافه کرده و تا حل شدن کامل هم زده می شود.

محلول فوق باید در ظرف شیشه ای ذخیره و نگهداری گردد و می توان آن را به مدت چندین ماه در یخچال با دمای ۷ درجه سلسیوس نگهداری کرد. این محلول نیز بسیار سمی هست، لذا در نگهداری و استفاده از آن نیز باید دقت نمود (Morris, 1957).

معرف اسیدسولفوریک آمین کار:

جهت تهیه این محلول ۲۵ میلی لیتر از محلول ذخیره اسیدسولفوریک آمین تهیه شده در مرحله قبل را با استفاده از اسیدسولفوریک ۵۰٪ به حجم یک لیتر رسانده شد. این محلول نیز سمی هست و می توان به مدت یک ماه در دمای ۲۵ درجه سلسیوس نگهداری گردد. این محلول باید در ظرف شیشه ای تیره نگهداری گردد و در صورت کدر شدن محلول باید آن را تعویض نمود.

محلول کلرید آهن III:

برای تهیه این محلول ۲۰ گرم کلرید آهن III را در ۲۰ میلی لیتر آب مقطر حل می کنیم و آن را در شیشه تیره رنگ نگهداری می کنیم.

محلول سولفید سدیم استاندارد:

حدود ۰/۴ گرم سولفید سدیم  $\text{Na}_2\text{S} \cdot 9\text{H}_2\text{O}$  را وزن کرده و با آب مقطر به حجم ۲۵۰ میلی لیتر می رسانیم سپس با تیت کردن این محلول توسط تیوسولفات در حضور ید و در نهایت نشاسته مقدار سولفید سدیم در محلول تعیین گردید. این محلول باید به صورت روزانه تهیه گردد و جهت آماده سازی از آب مقطر دو بار تقطیر استفاده گردد (Morris, 1957).

تجهیزات مورد نیاز:

پمپ نمونه برداری:

مقدار دبی مورد نیاز برای نمونه برداری سولفید هیدروژن توسط پمپ نمونه برداری فردی کالیبره شده تأمین شد. نمونه برداری به مدت ۵ تا ۳۰ دقیقه (بسته به غلظت هیدروژن سولفید در هوا) با دبی ۱-۱/۵ L/min عبور داده می شود که ما با در نظر گرفتن حداکثر دبی یعنی ۱/۵ L/min و مدت ۳۰ دقیقه نمونه برداری انجام دادیم که در کل ۴۵ لیتر هوا در هر مرحله نمونه برداری از محلول جاذب موجود در ایمپینجر عبور داده شد.

آنالیز سولفید هیدروژن:

جهت نمونه برداری از سولفید هیدروژن مقدار ۴۵ میلی لیتر محلول جاذب داخل ایمپینجر ریخته شده و بعد از نمونه برداری معرف های مربوطه به هر یک از نمونه ها اضافه شد. باید توجه کرد که با هر بار اضافه کردن مقدار ۰/۶ معرف اسیدسولفوریک آمین کار و ۳ قطره کلرید آهن (۳) به محلول نمونه باید نمونه خوب تکان داده شود. سپس با

استفاده از محلول جاذب نمونه به حجم ۵۰ میلی لیتر رسانده شد برای کامل شدن واکنش ۳۰ دقیقه زمان داده شد، سپس نمونه ها را با استفاده از دستگاه اسپکتروفتومتر در طول موج ۶۷۰ نانومتر قرائت شدند (Morris, 1957).

اسپکتروفتومتر:

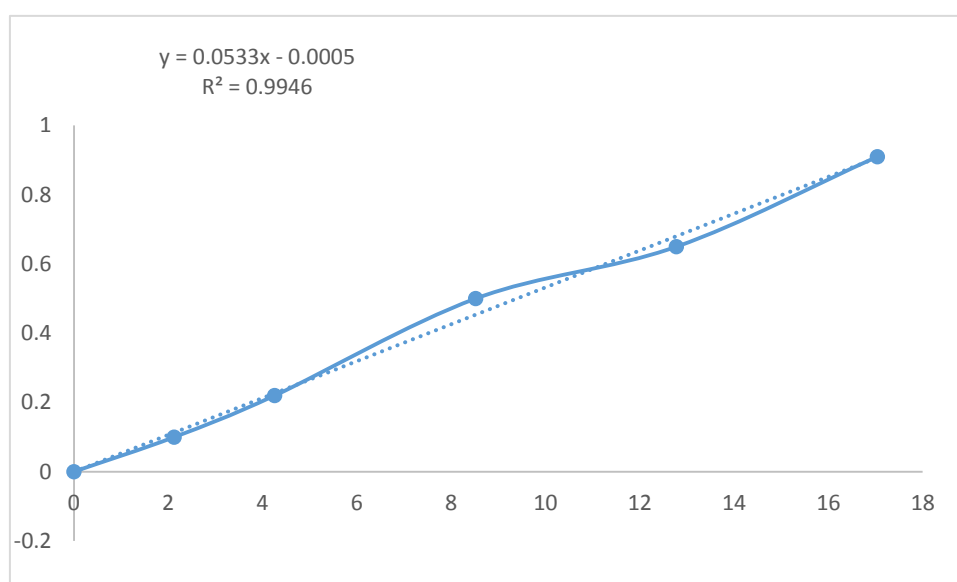
اسپکتروفتومتر مورد استفاده در این آزمایش مدل UV-VIS T80+ ساخت شرکت PG-instruments Ltd

کشور انگلستان بود که قابلیت اندازه گیری در طول موج ۶۷۰ nm را داشت.

ترسیم منحنی استاندارد برای سولفید هیدروژن:

جهت ترسیم منحنی کالیبراسیون ابتدا با استفاده از محلول سولفید سدیم استاندارد غلظت های مختلفی از سولفید تهیه

شد و با اندازه گیری های متعدد در طول موج ۶۷۰ nm منحنی کالیبراسیون دقیق ترسیم گردید.



شکل ۳-۶- نمودار منحنی استاندارد سولفید هیدروژن

ظروف شیشه ای:

ظروف شیشه ای مختلف مورد استفاده در این آزمایش باید با اسید کلریدریک ۱/۲ نرمال شسته شود که به این منظور

در طول انجام این آزمایش تمام ظروف شیشه ای مورد استفاده قبل از هر بار مورد استفاده قرار دادن، با اسید کلریدریک

۱/۲ نرمال شستشو داده می شدند.

### ۳-۱۱- ابزار گردآوری داده‌ها:

اسپکتروفتومتر مورد استفاده در این آزمایش مدل UV-VIS T80+ ساخت شرکت PG-instruments Ltd کشور انگلستان هست. مواد شیمیایی مورد استفاده در این مطالعه از محصولات شرکت Merck بودند.

جدول ۳-۱- ابزار و مواد شیمیایی مورد استفاده:

نام دستگاه یا مواد	مصرفی یا غیر مصرفی	شرکت سازنده یا فروشنده
اسپکتروفتومتر	غیر مصرفی	PG-instruments Ltd
پمپ نمونه‌برداری	غیر مصرفی	SKC
فنل	مصرفی	مرک
اسیدسولفوریک غلیظ	مصرفی	مرک
آب مقطر دیونیزه	مصرفی	مرک
هیپوکلریت سدیم	مصرفی	مرک
نیترو پروسید سدیم	مصرفی	مرک
اسیدکلریدریک	مصرفی	مرک
هیدروکسید سدیم	مصرفی	مرک
فسفات سدیم	مصرفی	مرک
کلرید آمونیوم	مصرفی	مرک
سولفات آمونیوم	مصرفی	مرک
کلروفرم	مصرفی	مرک
سولفات کادمیم	مصرفی	مرک
N-dimethyl-P-N <sub>9</sub> phenylenediamine	مصرفی	مرک
کلرید آهن 3	مصرفی	مرک
سولفید سدیم	مصرفی	مرک
تیوسولفات	مصرفی	مرک

### ۳-۱۲- روش تجزیه و تحلیل داده‌ها:

استفاده از شاخص‌های پراکندگی و شاخص‌های تمایل مرکزی و با کمک نرم‌افزار SPSS20 و Exell انجام شد. نمونه‌ها در فصول مختلف جمع‌آوری شدند و با استفاده از آزمون T-test، آنالیز واریانس (ANOVA) و آزمون تعقیبی توکی (Post hoch) مقایسه شدند. لازم به ذکر است که کلیه آزمایش‌ها سه بار تکرار شده و میانگین داده‌های به دست آمده اعلام گردید.

### ۳-۱۳- مکان و زمان مطالعه:

شبکه فاضلاب و تصفیه‌خانه فاضلاب شهر قزوین به مدت یک سال با احتساب فصول مختلف از شروع فصل پاییز سال ۱۳۹۳ تا پایان فصل نایستان ۱۳۹۴ نمونه‌برداری و مطالعه انجام شد.

### ۳-۱۴- محدودیت‌های پژوهش:

- ۱- تهیه وسایل و مواد مورد نیاز
- ۲- محدودیت در گرفتن تعداد نمونه‌های بیشتر از نظر امکانات آزمایشگاهی
- ۳- استفاده از وسایل ایمنی شخصی در انجام مراحل مختلف
- ۴- ایجاد هماهنگی با سازمان یا شرکت‌های ارائه‌دهنده خدمات

### ۳-۱۵- ملاحظات اخلاقی:

اطلاعات در اختیار شرکت آب و فاضلاب قزوین قرار می‌گیرد.

### ۳-۱۶- تعریف واژه‌ها:

سولفید هیدروژن: سولفید هیدروژن از تجزیه بی‌هوازی مواد آلی گوگرددار یا احیای سولفیدها و سولفات‌های معدنی به وجود می‌آید این گاز بی‌رنگ و سمی و ترکیبی قابل اشتعال و دارای بوی تخم‌مرغ گندیده هست (Kindzierski, 2009).

آمونیاک: از مواد دیگر بوزا آمونیاک است که در فشار اتمسفری، گازی است بی‌رنگ، با بوی تند و نافذ هست که از تجزیه ترکیبات نیتروژن دار به وجود می‌آید (Asilian, 2002).

زمان: در این تحقیق در فصول مختلف سال به صورت زمان بندی صبح و عصر نمونه گیری انجام شد.

دما: با توجه به تغییرات فصلی و به تبع آن تأثیر دما بر روی میزان آلاینده های منتشره به هوا امری بدیهی هست.

EBOD<sub>5</sub>: اکسیژن مورد نیاز بیوشیمیایی مؤثر است.

بو: به طور کلی بو در اصطلاح علمی به عنوان احساس ناشی از دریافت محرک های سیستم حس بویایی تعریف می شود (Capelli, 2013).

ED<sub>5</sub>: تعداد دفعاتی که نمونه هوای بودار می بایست رقیق شود تا متوسط افراد (۵۰ درصد) بتوانند آن را به سختی حس کنند. در هر حال تعیین حس آستانه حداقل بو می تواند دستخوش خطا گردد (Tchobanoglous, 2011).

حد آستانه بو (TON): غلظتی که زیر آن غلظت، بو توسط شامه انسان قابل شناسایی نیست. حد آستانه بوی سولفید هیدروژن بین ۰/۰۰۴۷ تا ۴/۶ قسمت در میلیون (ppm) و حد آستانه بوی آمونیاک بین ۱ تا ۴۶/۸ قسمت در میلیون (ppm) هست.

صحت<sup>۱</sup>: صحت به معنی نزدیکی یا توافق بین نتایج آزمون با میزان واقعی است (Nikpey, 2011).

دقت<sup>۲</sup>: دقت بیانگر میزان پراکندگی نتایج به دست آمده از یک سری آزمون تکراری بر روی یک نمونه هست. دقت، نزدیکی بین دو یا چند اندازه گیری است که در شرایط یکسان انجام شده اند (Nikpey, 2011).

<sup>1</sup>- Accuracy

<sup>2</sup>- Precision

## فصل چهارم:

### یافته‌ها



## ۴-۱- مقدمه:

در این فصل به چگونگی تجزیه و تحلیل اطلاعات و داده‌های جمع‌آوری شده در غالب جداول، نمودار و شکل پرداخته می‌شود.

## ۴-۲- تجزیه و تحلیل توصیفی یافته‌های پژوهش:

نتایج مطالعه پرسشنامه‌ای در خصوص مشکل بو در شهر قزوین نشان داد که ۷۴ درصد پرسش‌شوندگان ادعا نمودند که در ساعاتی از شبانه‌روز در طی سال مشکل بوی فاضلاب در محل سکونت و یا کار آنها وجود دارد. در این بین بیش از ۷۷ درصد مصاحبه‌شوندگان در هنگام ظهر بالاترین میزان استشمام بو را داشته‌اند که علت آن مرتبط با گرم شدن هوا در این ساعت و افزایش پتانسیل عوامل ایجادکننده بو نسبت به هوای سرد است. همچنین مصاحبه‌شوندگان بالاترین میزان انتشار بو را به ترتیب ۹۸ درصد به فصل تابستان و ۷۸/۳۸ درصد به روزهای گرم سال منتصب نمودند. در خصوص نوع بوی منتشره از شبکه فاضلاب نتایج مطالعه نشان داد که به ترتیب بوی تخم‌مرغ گندیده یا هیدروژن سولفور، آمونیاک، مردار و بوی مدفوع ۳۳/۷۸، ۲۹/۷۳، ۱۷/۵۷ و ۱۷/۵۷ درصد بود. همچنین ۴۱/۸۹ درصد از پرسش‌شوندگان اظهار نمودند که مشکل بو در کمتر از ۳ ساعت در شبانه‌روز است. همچنین ۱۶/۲۲ درصد از پرسش‌شوندگان ساعات قرار گرفتن در معرض بوی ناخوشایند را بین ۳-۵ ساعت در شبانه‌روز بیان نمودند و به ترتیب ۲۱/۶۲ و ۲۰/۲۷ درصد قرار گرفتن در معرض بوی ناخوشایند را حدود ۵-۱۰ ساعت و کل ساعات شبانه‌روز اظهار نمودند. از این بین ۲۴/۳۲ درصد از پرسش‌شوندگان قرار گرفتن در معرض بوی ناخوشایند را خطرناک عنوان کردند.

### ۴-۳- یافته‌های مربوط به گاز آمونیاک و سولفید هیدروژن در اطراف تصفیه‌خانه

#### فاضلاب:

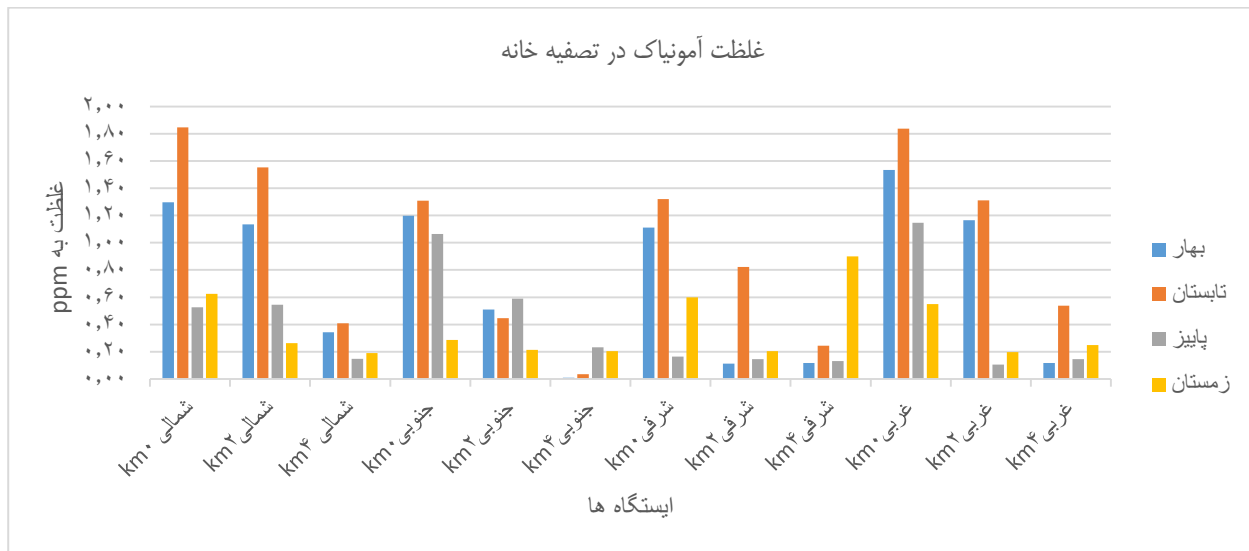
جدول ۴-۱- میانگین و انحراف معیار غلظت گاز سولفید هیدروژن و آمونیاک برای ایستگاه‌های مختلف اطراف تصفیه‌خانه فاضلاب

ردیف	محل نمونه‌برداری	میانگین و انحراف معیار غلظت سولفید هیدروژن (ppm)	میانگین و انحراف معیار آمونیاک (ppm)
۱	صفر کیلومتر شمال تصفیه‌خانه	۰/۲۸۱۸۴±۰/۴۷۵۰۹	۱/۰۷۳۵۷۸±۰/۶۷۰۹۳۲
۲	دو کیلومتر شمال تصفیه‌خانه	۰/۰۰۶۰۲±۰/۰۰۹۱۶۷	۰/۸۷۳۷۶۳±۰/۵۹۵۳۰۹
۳	چهار کیلومتر شمال تصفیه‌خانه	۰/۰۰۵۰۵۹±۰/۰۰۹۳۶۸	۰/۲۷۲۵۸۳±۰/۲۳۱۱۴
۴	صفر کیلومتر جنوب تصفیه‌خانه	۰/۲۲۴۰۵۸±۰/۴۶۱۵۰۷	۰/۹۶۳۷۷۶±۰/۴۳۳۰۲
۵	دو کیلومتر جنوب تصفیه‌خانه	ND <sup>۱</sup>	۰/۴۳۹۷۹۹±۰/۳۵۵۵۷۹
۶	چهار کیلومتر جنوب تصفیه‌خانه	ND	۰/۱۱۹۹۳۵±۰/۱۰۸۸۷۳
۷	صفر کیلومتر شرق تصفیه‌خانه	۰/۱۰۲۸۷۶±۰/۲۷۲۳۹۸	۰/۷۹۸۳۸۷±۰/۵۳۳۸۲۶
۸	دو کیلومتر شرق تصفیه‌خانه	ND	۰/۳۲۰۳۸۴±۰/۳۱۷۶۶۸
۹	چهار کیلومتر شرق تصفیه‌خانه	۰/۰۰۸۴۳۲±۰/۰۱۵۶۱۴	۰/۳۴۷۹۰۴±۰/۵۱۹۳۲
۱۰	صفر کیلومتر غرب تصفیه‌خانه	۰/۲۰۷۱۴۵±۰/۴۵۶۷۸۹	۱/۲۶۶۸±۰/۵۶۴۳۹۴
۱۱	دو کیلومتر غرب تصفیه‌خانه	۰/۰۸۰۷۹۶±۰/۲۰۰۶۷۵	۰/۶۹۵۴۰۹±۰/۵۸۹۳۳۲
۱۲	چهار کیلومتر غرب تصفیه‌خانه	ND	۰/۲۶۲۴۷۷±۰/۲۵۱۳۸

با توجه به نتایج جدول فوق مشاهده می‌گردد که بیشترین مقدار غلظت گاز سولفید هیدروژن در داخل محوطه تصفیه‌خانه و در جهت شمال هست. در قسمت‌های دو و چهار کیلومتر جنوبی و دو کیلومتر شرقی و چهار کیلومتر غربی غلظت این گاز مشاهده نشده است. همچنین بیشترین مقدار غلظت گاز آمونیاک در داخل محوطه تصفیه‌خانه و در جهت غربی رخ داده است. کمترین مقدار غلظت گاز آمونیاک نیز در چهار کیلومتر جنوب تصفیه‌خانه هست.

<sup>1</sup> - Not Detected

نمودار ۴-۱ مقدار غلظت آمونیاک بر حسب ppm در تصفیه‌خانه فاضلاب در فصول مختلف و در فواصل مختلف و جهات جغرافیایی را نشان می‌دهد.



نمودار ۴-۱- غلظت آمونیاک بر حسب فصول مختلف در اطراف تصفیه‌خانه فاضلاب.

جدول ۴-۲ مقدار بیشینه، کمینه و میانگین گاز آمونیاک بر حسب قسمت در میلیون (ppm) در فصول مختلف در تصفیه‌خانه

پارامترها	کمینه	بیشینه	میانگین
غلظت آمونیاک در بهار	۰/۰۰۹۱۹۱	۱/۵۳۴۲۴۱	۰/۷۲۰۵۹۶
غلظت آمونیاک در تابستان	۰/۰۳۴۳۴۸	۱/۸۴۷۳۵۹	۰/۹۷۲۵۹۵
غلظت آمونیاک در پاییز	۰/۱۰۵۹۱	۱/۱۴۶۴۲۵	۰/۴۱۲۱۴۶
غلظت آمونیاک در زمستان	۰/۱۹۰۱۴۹	۰/۸۹۸۶۴۵	۰/۳۷۲۷۶۳

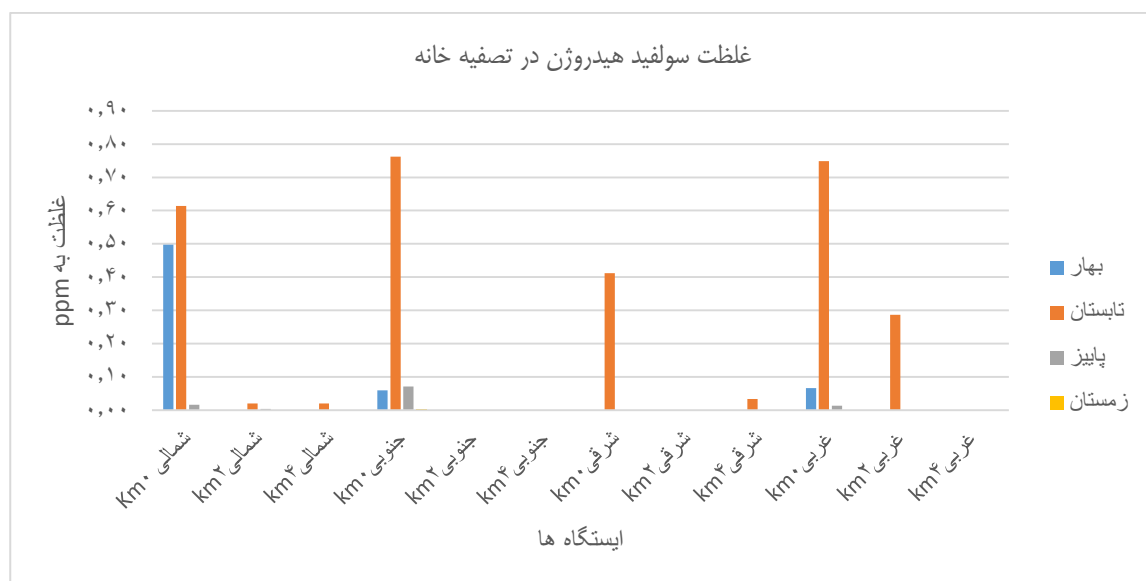
با توجه به جدول فوق از نظر مقدار میانگین غلظت گاز آمونیاک در فصول مختلف در تصفیه‌خانه فاضلاب، فصل تابستان بیشترین مقدار غلظت را داشته و فصل بهار در مرتبه بعدی قرار دارد. فصل پاییز و فصل زمستان نیز به ترتیب مرتبه سوم و چهارم را به خود اختصاص می‌دهند؛ بنابراین اثر دما در انتشار این گاز بسیار مهم است.

جدول ۴-۳- مقدار بیشینه، کمینه و میانگین گاز آمونیاک بر حسب قسمت در میلیون (ppm) در جهت‌های مختلف در تصفیه‌خانه

پارامترها	کمینه	بیشینه	میانگین
غلظت آمونیاک در جهت شمالی	۰/۰۲۱۲۶۳	۱/۸۵۲۷۹۳	۰/۷۳۹۹۷۴
غلظت آمونیاک در جهت جنوبی	۰/۰۰۹۱۹۱	۱/۳۴۸۴۵۴	۰/۵۰۷۸۳۷
غلظت آمونیاک در جهت شرقی	۰/۰۱۹۸۷۸	۱/۶۲۳۳۴۵	۰/۴۸۸۸۹۲
غلظت آمونیاک در جهت غربی	۰/۰۶۲۶۲۶	۲/۰۱۸۰۰۸	۰/۷۴۱۶۲۸

با توجه به جدول فوق با مقایسه میانگین‌ها در جهت‌های مختلف جغرافیایی، جهت غربی دارای بیشترین مقدار غلظت گاز آمونیاک هست. جهت شمالی نیز در مرتبه دوم قرار دارد. جهت جنوبی و شرقی نیز به ترتیب در مرتبه سوم و چهارم قرار دارند.

نمودار ۴-۲ مقدار غلظت سولفید هیدروژن بر حسب ppm در تصفیه‌خانه فاضلاب در فصول مختلف و در فواصل مختلف و جهات جغرافیایی را نشان می‌دهد.



نمودار ۴-۲- غلظت سولفید هیدروژن بر حسب فصول مختلف در اطراف تصفیه‌خانه فاضلاب

جدول ۴-۴- مقدار بیشینه، کمینه و میانگین گاز سولفید هیدروژن بر حسب قسمت در میلیون (ppm) در فصول مختلف در تصفیه‌خانه

پارامترها	کمینه	بیشینه	میانگین
غلظت سولفید هیدروژن در بهار	ND	۰/۴۹۷۴۶۲	۰/۰۵۱۹۵۷
غلظت سولفید هیدروژن در تابستان	ND	۰/۷۶۲۲۹۲	۰/۲۴۱۴۴۹
غلظت سولفید هیدروژن در پاییز	ND	۰/۰۷۰۴۷۳	۰/۰۰۸۶۴۹
غلظت سولفید هیدروژن در زمستان	ND	۰/۰۰۳۷۷۵	۰/۰۰۰۳۱۵

با توجه به جدول فوق مقایسه میانگین غلظت‌ها در فصول مختلف برای سولفید هیدروژن، فصل تابستان دارای بالاترین غلظت بوده و فصول بهار، پاییز و زمستان به ترتیب رتبه‌های دوم، سوم و چهارم را به خود اختصاص می‌دهند، که ارتباط بین دما و مقدار انتشار گاز سولفید هیدروژن را نشان می‌دهد.

جدول ۴-۵- میزان بیشینه، کمینه و میانگین گاز سولفید هیدروژن بر حسب قسمت در میلیون (ppm) در جهت‌های مختلف در تصفیه‌خانه

پارامترها	کمینه	بیشینه	میانگین
غلظت سولفید هیدروژن در جهت شمالی	ND	۱/۱۵۳۵۵۶	۰/۰۹۷۶۴
غلظت سولفید هیدروژن در جهت جنوبی	ND	۱/۳۵۵۹۳۵	۰/۰۷۴۶۸۶
غلظت سولفید هیدروژن در جهت شرقی	ND	۰/۷۷۵۷۸۶	۰/۰۳۷۱۰۳
غلظت سولفید هیدروژن در جهت غربی	ND	۱/۳۲۸۹۵۱	۰/۰۹۵۹۸

با توجه به جدول فوق با مقایسه میانگین‌ها در جهت‌های جغرافیایی انتشار گاز سولفید هیدروژن، جهت شمالی بیشترین مقدار غلظت را داشته است. و جهت غربی در مرتبه دوم قرار دارد. جهت جنوبی و شرقی نیز به ترتیب در رتبه سوم و چهارم قرار دارند. هرچند که در فصل تابستان بخش جنوبی بیشترین مقدار را داشته است.

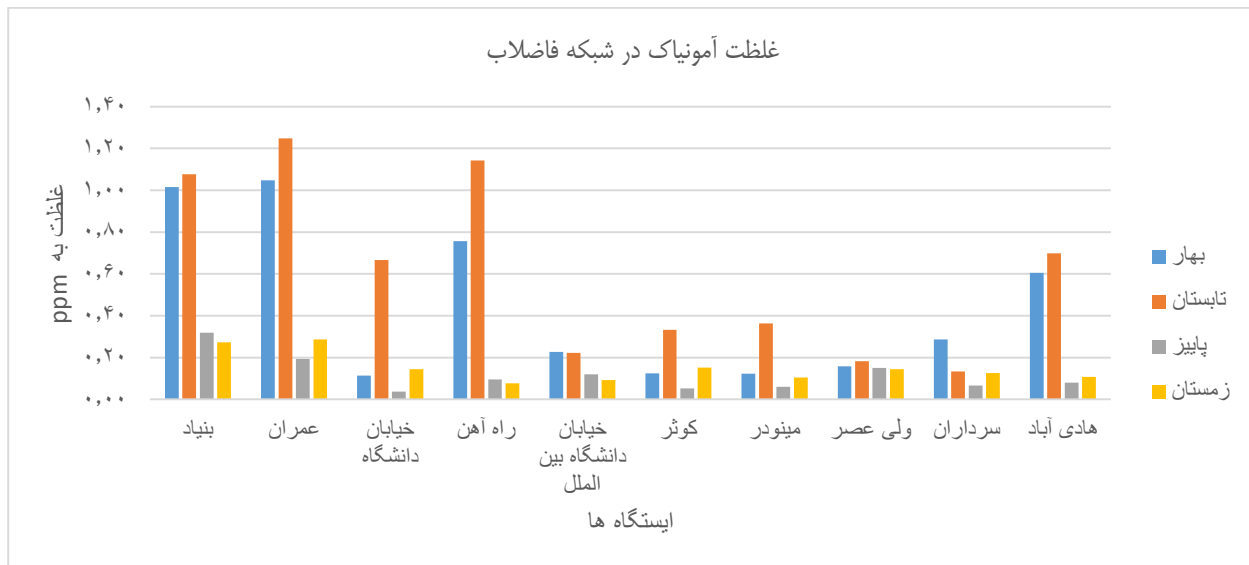
## ۴-۴- یافته‌های مربوط به گاز آمونیاک و سولفید هیدروژن در شبکه فاضلاب:

جدول شماره ۴-۶- میانگین و انحراف معیار غلظت گاز سولفید هیدروژن و آمونیاک برای ایستگاه‌های مختلف در شبکه فاضلاب شهر قزوین

ردیف	محل نمونه‌برداری	میانگین و انحراف معیار غلظت سولفید هیدروژن (ppm)	میانگین و انحراف معیار غلظت آمونیاک (ppm)
۱	بنیاد	$0.198723 \pm 0.455659$	$0.671371 \pm 0.441061$
۲	عمران	$0.18686 \pm 0.397192$	$0.694117 \pm 0.516883$
۳	خیابان دانشگاه	$0.085168 \pm 0.24089$	$0.240525 \pm 0.341781$
۴	راه‌آهن	$0.348036 \pm 0.485027$	$0.517859 \pm 0.513924$
۵	بلوار دانشگاه بین‌المللی	ND	$0.1657 \pm 0.067083$
۶	کوثر	ND	$0.165686 \pm 0.118157$
۷	مینودر	$0.026141 \pm 0.073937$	$0.163111 \pm 0.127274$
۸	ولی‌عصر	ND	$0.188585 \pm 0.028265$
۹	سرداران	ND	$0.153055 \pm 0.11626$
۱۰	هادی‌آباد	$0.009275 \pm 0.026236$	$0.373037 \pm 0.387819$

همان‌طور که در جدول فوق مشاهده می‌گردد، بیشترین مقدار غلظت گاز سولفید هیدروژن در خیابان راه‌آهن هست. در خیابان‌های بلوار دانشگاه بین‌المللی (نوروزیان)، کوثر، ولی‌عصر و سرداران مقدار غلظت این گاز مشاهده نشده است. همچنین بیشترین مقدار غلظت گاز آمونیاک در چهارراه عمران اتفاق افتاده و کمترین مقدار غلظت این گاز در خیابان سرداران هست.

نمودار ۳-۴ مقدار غلظت آمونیاک را بر حسب ppm در شبکه فاضلاب در فصول مختلف و در ایستگاه‌های مختلف نشان می‌دهد.



نمودار ۳-۴- غلظت آمونیاک بر حسب فصول مختلف در شبکه فاضلاب.

جدول ۴-۷- مقدار بیشینه، کمینه و میانگین گاز آمونیاک بر حسب قسمت در میلیون (ppm) در فصول مختلف در شبکه فاضلاب

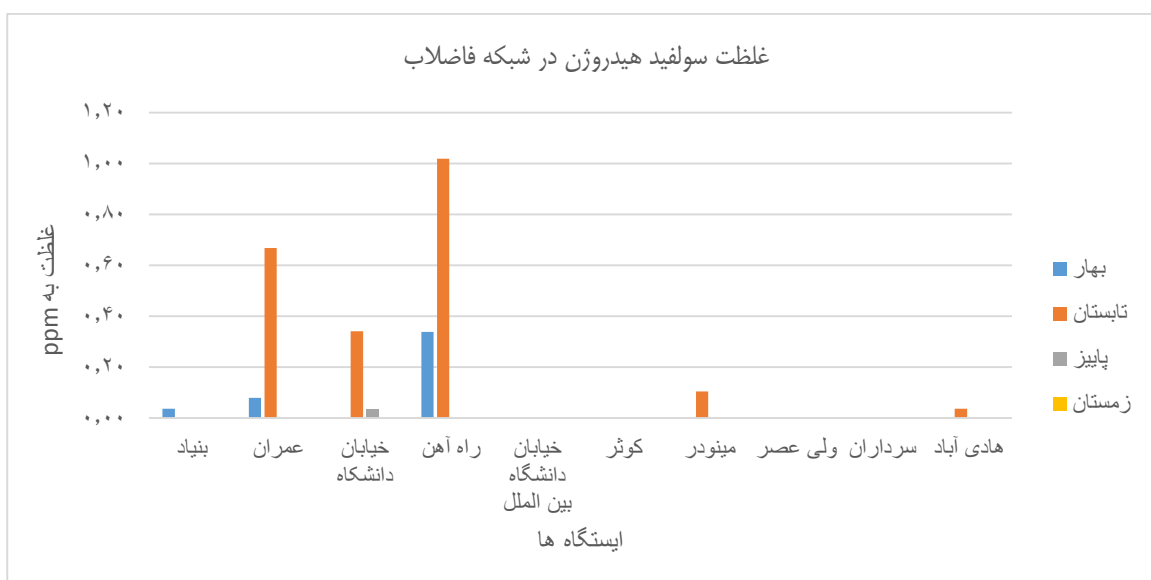
پارامترها	کمینه	بیشینه	میانگین
غلظت آمونیاک در بهار	۰/۱۱۳۹۲۵	۱/۰۴۶۹۰۹	۰/۴۴۵۸۶۶
غلظت آمونیاک در تابستان	۰/۱۳۳۲۵۹	۱/۲۴۸۴۵۶	۰/۶۰۶۵۱۷
غلظت آمونیاک در پاییز	۰/۰۳۷۷۸۱	۰/۳۱۹۵۸۷	۰/۱۱۷۶۷۷
غلظت آمونیاک در زمستان	۰/۰۷۶۶۳۷	۰/۲۸۷۴۵۳	۰/۱۵۰۹۸۴

با توجه به جدول فوق بیشترین مقدار غلظت گاز آمونیاک در فصل تابستان اتفاق افتاده و کمترین مقدار آن نیز در فصل زمستان هست.

جدول ۴-۸- مقدار بیشینه، کمینه و میانگین گاز آمونیاک بر حسب قسمت در میلیون (ppm) در ایستگاه‌های مختلف در شبکه فاضلاب

پارامترها	کمینه	بیشینه	میانگین
غلظت آمونیاک در چهارراه بنیاد	۰/۰۵۸۴۲۶	۱/۲۴۴۱۰۸	۰/۶۷۱۳۷۱
غلظت آمونیاک در چهارراه عمران	۰/۰۷۰۸۱۳	۱/۴۳۳۲۳۵	۰/۶۹۴۱۱۷
غلظت آمونیاک در خیابان دانشگاه	۰/۰۳۷۷۸۱	۱/۰۶۳۶۷۷	۰/۲۴۰۵۲۵
غلظت آمونیاک در خیابان راه آهن	۰/۰۲۱۲۶۴	۱/۴۱۸۰۱۸	۰/۵۱۷۸۵۹
غلظت آمونیاک در بلوار دانشگاه بین الملل	۰/۰۷۵۶۱۳	۰/۲۵۰۷۱۹	۰/۱۶۵۷
غلظت آمونیاک در میدان کوثر	۰/۰۵۲۲۳۲	۰/۳۸۱۰۸	۰/۱۶۵۶۸۶
غلظت آمونیاک در میدان مینودر	۰/۰۵۸۴۲۶	۰/۳۷۰۲۱۱	۰/۱۶۳۱۱۱
غلظت آمونیاک در میدان ولی عصر	۰/۱۰۶۰۲۱	۰/۲۰۲۸۲۲	۰/۱۵۸۵۸۵
غلظت آمونیاک در میدان سرداران	۰/۰۶۶۶۸۴	۰/۴۲۸۱۲۵	۰/۱۵۳۰۵۵
غلظت آمونیاک در هادی آباد	۰/۰۴۳۹۷۴	۱/۰۲۳۳۷۳	۰/۳۷۳۰۳۷

نمودار ۴-۴- مقدار غلظت سولفید هیدروژن را بر حسب ppm در شبکه فاضلاب در فصول مختلف و در ایستگاه‌های مختلف را نشان می‌دهد.



نمودار ۴-۴- غلظت سولفید هیدروژن بر حسب فصل مختلف در شبکه فاضلاب



جدول ۴-۹- مقدار بیشینه، کمینه و میانگین گاز سولفید هیدروژن بر حسب قسمت در میلیون (ppm) در فصول مختلف در شبکه فاضلاب

پارامترها	کمینه	بیشینه	میانگین
غلظت سولفید هیدروژن در بهار	ND	۰/۳۳۸۲۷۴	۰/۰۴۵۴۳۵
غلظت سولفید هیدروژن در تابستان	ND	۱/۰۱۸۶۳۸	۰/۲۱۶۸۸۲
غلظت سولفید هیدروژن در پاییز	ND	۰/۰۳۵۲۳۶	۰/۰۰۴۴۸۵
غلظت سولفید هیدروژن در زمستان	ND	ND	ND

با توجه به جدول فوق مشاهده می گردد که بیشترین مقدار غلظت گاز سولفید هیدروژن در فصل تابستان اتفاق افتاده و در فصل زمستان غلظتی از این گاز مشاهده نشده است.

جدول ۴-۱۰- مقدار بیشینه، کمینه و میانگین گاز سولفید هیدروژن بر حسب قسمت در میلیون (ppm) ایستگاه های مختلف در شبکه فاضلاب

پارامترها	کمینه	بیشینه	میانگین
غلظت سولفید هیدروژن در چهارراه بنیاد	ND	۱/۳۱۵۴۵۹	۰/۱۹۸۷۲۲
غلظت سولفید هیدروژن در چهارراه عمران	ND	۱/۱۵۳۵۵۶	۰/۱۸۶۸۶
غلظت سولفید هیدروژن در خیابان دانشگاه	ND	۰/۶۸۱۳۴	۰/۰۸۵۱۶۸
غلظت سولفید هیدروژن در خیابان راه آهن	ND	۱/۳۵۵۹۳۵	۰/۳۴۸۰۳۶
غلظت سولفید هیدروژن در بلوار دانشگاه بین المللی	ND	ND	ND
غلظت سولفید هیدروژن در میدان کوثر	ND	ND	ND
غلظت سولفید هیدروژن در میدان مینودر	ND	۰/۲۰۹۱۲۴	۰/۰۲۶۱۴۱
غلظت سولفید هیدروژن در میدان ولی عصر	ND	ND	ND
غلظت سولفید هیدروژن در میدان سرداران	ND	ND	ND
غلظت سولفید هیدروژن در هادی آباد	ND	۰/۰۷۴۲۰۵	۰/۰۰۹۲۷۵

## ۴-۵- مقدار بیشینه، کمینه و میانگین گازهای سولفید هیدروژن و آمونیاک در صبح و عصر در تصفیه خانه و شبکه جمع آوری فاضلاب.

جدول ۴-۱۱- مقدار بیشینه، کمینه و میانگین گاز سولفید هیدروژن بر حسب قسمت در میلیون (ppm) در صبح و عصر و کل در تصفیه خانه

پارامترها	تعداد نمونه	کمینه	بیشینه	میانگین
غلظت سولفید هیدروژن در صبح	۴۸	ND	۰/۱۶۸۶۴۹	۰/۰۱۴۵۶۵
غلظت سولفید هیدروژن در عصر	۴۸	ND	۱/۳۵۵۹۳۵	۰/۱۳۸۱۳۹
غلظت سولفید هیدروژن در کل نمونه ها	۹۶	ND	۱/۳۵۵۹۳۵	۰/۰۷۶۳۵۲

جدول ۴-۱۲- مقدار بیشینه، کمینه و میانگین گاز آمونیاک بر حسب قسمت در میلیون (ppm) در صبح و عصر و کل در تصفیه خانه

پارامترها	تعداد نمونه	کمینه	بیشینه	میانگین
غلظت آمونیاک در صبح	۴۸	۰/۰۰۹۱۹۱	۱/۸۵۲۷۹۳	۰/۵۱۳۱۹۸
غلظت آمونیاک در عصر	۴۸	۰/۰۰۹۱۹۱	۲/۰۱۸۰۰۸	۰/۷۲۵۹۶۸
غلظت آمونیاک در کل نمونه ها	۹۶	۰/۰۰۹۱۹۱	۲/۰۱۸۰۰۸	۰/۶۱۹۵۸۳

جدول ۴-۱۳- مقدار بیشینه، کمینه و میانگین گاز سولفید هیدروژن بر حسب قسمت در میلیون (ppm) در صبح و عصر و کل در شبکه جمع آوری

پارامترها	تعداد نمونه	کمینه	بیشینه	میانگین
غلظت سولفید هیدروژن در صبح	۴۰	ND	۰/۶۸۱۳۴	۰/۰۳۰۱۲
غلظت سولفید هیدروژن در عصر	۴۰	ND	۱/۳۵۵۹۳۵	۰/۱۴۰۷۲۱
غلظت سولفید هیدروژن در کل نمونه ها	۸۰	ND	۱/۳۵۵۹۳۵	۰/۰۸۵۴۲۰۵

جدول ۴-۱۴- مقدار بیشینه، کمینه و میانگین گاز آمونیاک بر حسب قسمت در میلیون (ppm) در صبح و عصر و کل در شبکه جمع‌آوری

پارامترها	تعداد نمونه	کمینه	بیشینه	میانگین
غلظت آمونیاک در صبح	۴۰	۰/۰۲۱۲۶۴	۱/۰۶۳۶۷۷	۰/۲۵۹۱۶۴
غلظت آمونیاک در عصر	۴۰	۰/۰۳۷۷۸۱	۱/۴۳۳۲۳۵	۰/۴۰۱۳۵۵
غلظت آمونیاک در کل نمونه‌ها	۸۰	۰/۰۲۱۲۶۴	۱/۴۳۳۲۳۵	۰/۳۳۰۲۵۹۵

#### ۴-۶-۱- آنالیز آماری:

#### ۴-۶-۱- تحلیل آماری بین فصول مختلف و غلظت سولفید هیدروژن و آمونیاک در شبکه و تصفیه‌خانه فاضلاب.

جدول ۴-۱۵- نتایج آزمون تحلیل واریانس بین فصول مختلف و غلظت سولفید هیدروژن در تصفیه‌خانه

P-Value	F	میانگین (ppm)	df
۰/۰۰۴	۵/۱۶۵	۰/۰۷۵۵۹۲۵	(۳ و ۴۴)

نتایج آزمون تحلیل واریانس (ANOVA) نشان می‌دهد که اختلاف میانگین غلظت گاز سولفید هیدروژن در تصفیه‌خانه در فصول مختلف معنی‌دار بوده است ( $P\text{-Value} = 0/004$ ).

طبق نتایج آزمون تعقیبی توکی غلظت گاز سولفید هیدروژن در تصفیه‌خانه فاضلاب در فصل تابستان بیشتر بوده است. اختلاف غلظت این گاز در فصل تابستان با فصل بهار معنی‌دار نیست ( $P\text{-Value} = 0/051$ ).

اختلاف غلظت این گاز در فصل تابستان با فصول پاییز و زمستان به ترتیب با ( $P\text{-Value} = 0/009$ ) و ( $P\text{-Value} = 0/007$ ) معنی‌دار بوده است.

اختلاف غلظت این گاز در فصل بهار با فصول پاییز و زمستان معنی‌دار نبوده است، که به ترتیب:

( $P\text{-Value} = 0/911$ ) و ( $P\text{-Value} = 0/863$ ) بود.

جدول ۴-۱۶- نتایج آزمون تحلیل واریانس بین فصول مختلف و غلظت سولفید هیدروژن در شبکه جمع‌آوری فاضلاب

P-Value	F	میانگین (ppm)	df
۰/۰۰۶	۴/۸۸۹	۰/۰۶۶۶۷۳	(۳ و ۳۶)

نتایج تحلیل واریانس نشان داد که اختلاف میانگین غلظت گاز سولفید هیدروژن در شبکه فاضلاب در فصول مختلف معنی‌دار است ( $P\text{-Value}=0/006$ ).

نتایج آزمون تعقیبی توکی نشان داد که غلظت گاز سولفید هیدروژن در فصل تابستان بیشتر از سایر فصول بوده و اختلاف آن با فصول بهار، پاییز و زمستان معنی‌دار است که به ترتیب: ( $P\text{-Value}=0/042$ )، ( $P\text{-Value}=0/013$ ) و ( $P\text{-Value}=0/012$ ) هست.

اختلاف غلظت این گاز در فصل بهار با غلظت آن در فصول پاییز و زمستان معنی‌دار نبوده است که به ترتیب: ( $P\text{-Value}=0/967$ ) و ( $P\text{-Value}=0/956$ ) است. همچنین اختلاف غلظت این گاز در فصل پاییز با غلظت آن در فصل زمستان معنی‌دار نبوده است که ( $P\text{-Value}=1$ ) بود.

جدول ۴-۱۷- نتایج آزمون تحلیل واریانس بین فصول مختلف و غلظت آمونیاک در تصفیه‌خانه

P-Value	F	میانگین (ppm)	df
۰/۰۱۱	۴/۱۸۱	۰/۶۱۹۵۲۵	(۳ و ۴۴)

بر اساس آزمون تحلیل واریانس (ANOVA) اختلاف غلظت گاز آمونیاک در تصفیه‌خانه فاضلاب در فصول مختلف معنی‌دار بوده است ( $P\text{-Value}=0/011$ ).

نتایج آزمون تعقیبی توکی نشان داد که اختلاف معنی‌داری بین غلظت گاز آمونیاک در فصل تابستان با غلظت آن در فصول پاییز و زمستان وجود داشته که به ترتیب: ( $P\text{-Value}=0/031$ ) و ( $P\text{-Value}=0/018$ ) هست.

بین غلظت آمونیاک در فصل بهار با غلظت آن در فصول تابستان، پاییز و زمستان اختلاف معنی‌دار نبوده است که به ترتیب: ( $P\text{-Value}=0/573$ ) و ( $P\text{-Value}=0/4$ ) و ( $P\text{-Value}=0/296$ ) هست.

جدول ۴-۱۸- نتایج آزمون تحلیل واریانس بین فصول مختلف و غلظت آمونیاک در شبکه جمع‌آوری فاضلاب

P-Value	F	میانگین (ppm)	df
۰/۰۰۱	۶/۶۵۱	۰/۳۳۰۲۶۱	(۳ و ۳۶)

طبق آزمون تحلیل واریانس (ANOVA) اختلاف غلظت گاز آمونیاک در فصول مختلف در شبکه فاضلاب معنی‌دار بوده است ( $P\text{-Value}=0/001$ ).

نتایج آزمون تعقیبی توکی نشان می‌دهد که غلظت گاز آمونیاک در فصل تابستان بیشتر از غلظت آن در فصول پاییز و زمستان بوده و این اختلاف معنی‌دار است، که به ترتیب: ( $P\text{-Value}=0/003$ ) و ( $P\text{-Value}=0/006$ ) هست، ولی اختلاف غلظت آن بین فصل تابستان و بهار معنی‌دار نیست ( $P\text{-Value}=0/605$ ).

همچنین اختلاف بین غلظت این گاز در فصل بهار با غلظت آن در فصول پاییز و زمستان معنی‌دار نبوده است، که به ترتیب: ( $P\text{-Value}=0/071$ ) و ( $P\text{-Value}=0/122$ ) هست. اختلاف غلظت این گاز در فصل پاییز با غلظت آن در فصل زمستان نیز معنی‌دار نبوده است ( $P\text{-Value}=0/994$ ).

#### ۴-۶-۲- تحلیل آماری بین زمان صبح و عصر در فصول مختلف برای غلظت سولفید هیدروژن و آمونیاک در شبکه و تصفیه‌خانه فاضلاب.

جدول ۴-۱۹- تحلیل آماری بین غلظت گاز سولفید هیدروژن و زمان صبح و عصر در فصول مختلف در تصفیه‌خانه فاضلاب با آزمون (T-Test)

زمان	میانگین	انحراف معیار	T	P-Value
صبح بهار	۰/۰۱۱۶۰۷۴۴	۰/۰۲۳۱۷۱۷۶۷	-۱/۱۲۵	۰/۰۷۱
عصر بهار	۰/۰۹۸۳۸۶۸۶	۰/۲۶۶۱۲۳۱۵۸		
صبح تابستان	۰/۰۴۴۴۱۰۸۰	۰/۰۶۲۴۵۷۲۷۸	-۲/۳۸۵	۰/۰۰۰
عصر تابستان	۰/۴۳۸۴۸۶۳۷	۰/۵۶۸۹۴۷۱۴۴		
صبح پاییز	۰/۰۰۲۴۴۲۳۰	۰/۰۰۵۷۸۵۳۰۱	-۱/۲۴۸	۰/۰۳۷
عصر پاییز	۰/۰۱۵۰۵۵۴۶	۰/۳۵۰۹۹۳۰۸		
صبح زمستان	ND	ND	-۱	۰/۰۳۹
عصر زمستان	۰/۰۰۰۶۲۹۰۷	۰/۰۰۲۱۷۹۱۶۱		

طبق نتایج آزمون T-Test همان گونه که در جدول فوق مشاهده می شود، اختلاف میانگین غلظت سولفید هیدروژن و زمان صبح و عصر در فصول تابستان، پاییز و زمستان معنی دار بوده که به ترتیب:

( $P\text{-Value} = 0/000$ )، ( $P\text{-Value} = 0/037$ ) و ( $P\text{-Value} = 0/039$ ) هست، ولی این اختلاف در فصل بهار معنی دار نبوده است ( $P\text{-Value} = 0/071$ ).

جدول ۴-۲۰ تحلیل آماری بین غلظت گاز آمونیاک و زمان صبح و عصر در فصول مختلف در تصفیه خانه فاضلاب با آزمون-T (Test)

زمان	میانگین	انحراف معیار	T	P-Value
صبح بهار	۰/۶۲۱۷۴۰۱۱	۰/۶۰۷۳۴۷۴۲۷	-۰/۸۳۴	۰/۳۳۴
عصر بهار	۰/۸۱۹۴۵۱۵۴	۰/۵۵۲۸۴۱۹۸۱		
صبح تابستان	۰/۸۷۰۹۲۶۵۴	۰/۶۸۳۲۴۸۴۹۲	-۰/۷۷۲	۰/۳۲۰
عصر تابستان	۱/۰۷۴۷۲۷۲۷	۰/۶۰۸۰۹۱۲۸۲		
صبح پاییز	۰/۳۴۰۹۲۰۰۵	۰/۴۰۵۶۵۴۴۸۲	-۰/۸۰۱	۰/۳۰۰
عصر پاییز	۰/۴۸۳۳۷۱۵۱	۰/۴۶۴۰۷۲۷۴۸		
صبح زمستان	۰/۲۱۹۲۰۴۷۸	۰/۰۴۷۰۵۸۲۷۲	-۲/۱۹۴	۰/۰۰۰
عصر زمستان	۰/۵۲۶۳۲۱۲۲	۰/۴۸۲۵۰۸۰۴۳		

طبق نتایج آزمون T-Test همان گونه که در جدول فوق مشاهده می شود، اختلاف غلظت آمونیاک در زمان صبح و عصر فقط در فصل زمستان معنی دار بوده است ( $P\text{-Value} = 0/000$ )، ولی برای سایر فصول این اختلاف معنی دار نبود.

جدول ۴-۲۱ تحلیل آماری بین غلظت گاز سولفید هیدروژن و زمان صبح و عصر در فصول مختلف در شبکه فاضلاب با آزمون (T-Test)

زمان	میانگین	انحراف معیار	T	P-Value
صبح بهار	۰/۰۱۵۹۱۸۸۷۷	۰/۰۴۳۷۹۶۷۲۰	-۱/۰۶۹	۰/۰۷۲
عصر بهار	۰/۰۷۴۹۵۰۸۹	۰/۱۶۹۰۴۸۰۶۶		
صبح تابستان	۰/۱۰۴۵۶۲۱۳	۰/۲۲۶۳۴۴۰۱۷	-۱/۸۸۸	۰/۰۰۰
عصر تابستان	۰/۴۷۸۹۶۲۰۴	۰/۵۸۸۶۹۹۳۲۴		
صبح پاییز	ND	ND	-۱/۲۶۴	۰/۰۱۴
عصر پاییز	۰/۰۰۸۹۶۹۲۱	۰/۰۲۲۴۳۸۲۷۰		
صبح زمستان	ND	ND	ND	-
عصر زمستان	ND	ND		

طبق نتایج آزمون T-Test همان گونه که در جدول فوق مشاهده می شود، اختلاف معنی داری بین غلظت سولفید

هیدروژن در زمان صبح و عصر در فصول تابستان و پاییز در شبکه فاضلاب شهری وجود دارد، که به ترتیب:

( $P\text{-Value} = 0/000$ ) و ( $P\text{-Value} = 0/014$ ) هست.

جدول ۴-۲۲- تحلیل آماری بین غلظت گاز آمونیاک و زمان صبح و عصر در فصول مختلف در شبکه فاضلاب با آزمون (T-Test)

زمان	میانگین	انحراف معیار	T	P-Value
صبح بهار	0/37169749	0/307453956	-0/830	0/014
عصر بهار	0/52003455	0/474096459		
صبح تابستان	0/46042660	0/347770458	-1/457	0/012
عصر تابستان	0/75259531	0/530180238		
صبح پاییز	0/06668380	0/036505524	-1/896	0/034
عصر پاییز	0/16867078	0/166179329		
صبح زمستان	0/13784764	0/082105578	-0/770	0/844
عصر زمستان	0/16411978	0/069945743		

طبق نتایج آزمون T-Test همان گونه که در جدول فوق مشاهده می شود، اختلاف غلظت گاز آمونیاک در زمان

صبح و عصر در فصول بهار، تابستان و پاییز در شبکه فاضلاب شهری معنی دار است، که به ترتیب:

( $P\text{-Value} = 0/014$ )، ( $P\text{-Value} = 0/012$ ) و ( $P\text{-Value} = 0/034$ ) هست.

### ۴-۶-۳- تحلیل آماری بین ایستگاه‌های مختلف نمونه‌برداری و غلظت سولفید هیدروژن و آمونیاک در شبکه و تصفیه‌خانه فاضلاب.

جدول ۴-۲۳- تحلیل آماری بین ایستگاه‌های مختلف نمونه‌برداری برای غلظت آمونیاک در شبکه فاضلاب شهری

P-Value	بنیاد	عمران	خیابان دانشگاه	راه آهن	بلوار دانشگاه بین‌الملل	کوثر	مینودر	ولی‌عصر	سرداران	هادی‌آباد
بنیاد	*	p=۱	p=۰/۲۰۷	p=۰/۹۹۴	p=۰/۰۷۱	p=۰/۰۷۱	p=۰/۰۶۸	p=۰/۰۶۳	p=۰/۰۵۸	p=۰/۷۰۲
عمران	p=۱	*	p=۰/۱۵۳	p=۰/۹۸۴	p=۰/۰۴۹	p=۰/۰۴۹	p=۰/۰۴۷	p=۰/۰۴۴	p=۰/۰۴۰	p=۰/۰۶۰۹
خیابان دانشگاه	p=۰/۲۰۷	p=۰/۱۵۳	*	p=۱	p=۱	p=۱	p=۱	p=۱	p=۱	p=۰/۹۹۸
راه آهن	p=۰/۹۹۴	p=۰/۹۸۴	p=۰/۷۸۱	*	p=۰/۴۷۹	p=۰/۴۷۹	p=۰/۴۶۶	p=۰/۴۵۰	p=۰/۴۲۷	p=۰/۹۹۶
بلوار دانشگاه بین‌الملل	p=۰/۰۷۱	p=۰/۰۴۹	p=۱	p=۰/۴۷۹	*	p=۱	p=۱	p=۱	p=۱	p=۰/۹۵۴
کوثر	p=۰/۰۷۱	p=۰/۰۴۹	p=۱	p=۰/۴۷۹	p=۱	*	p=۱	p=۱	p=۱	p=۰/۹۵۴
مینودر	p=۰/۰۶۸	p=۰/۰۴۷	p=۱	p=۰/۴۶۶	p=۱	p=۱	p=۱	*	p=۱	p=۰/۹۵۰
ولی‌عصر	p=۰/۰۶۳	p=۰/۰۴۴	p=۱	p=۰/۴۵۰	p=۱	p=۱	p=۱	p=۱	p=۱	p=۰/۹۴۳
سرداران	p=۰/۰۵۸	p=۰/۰۴۰	p=۱	p=۰/۴۲۷	p=۱	p=۱	p=۱	p=۱	*	p=۰/۹۴۳
هادی‌آباد	p=۰/۷۰۲	p=۰/۰۶۰۹	p=۰/۹۹۸	p=۰/۹۹۶	p=۰/۹۵۴	p=۰/۹۵۴	p=۰/۹۵۰	p=۰/۹۴۳	p=۰/۹۳۴	*

طبق آزمون تحلیل واریانس (ANOVA) اختلاف غلظت گاز آمونیاک در ایستگاه‌های مختلف نمونه‌برداری در

شبکه فاضلاب شهری معنی‌دار است (P-Value = ۰/۰۰۱).



طبق آزمون تعقیبی توکی مقدار اختلاف غلظت گاز آمونیاک در شبکه فاضلاب بین ایستگاه چهارراه عمران با

ایستگاه‌های بلوار دانشگاه بین‌الملل، کوثر، مینودر، ولی‌عصر و میدان سرداران به ترتیب به صورت زیر است:

(P-Value = ۰/۰۴۹)، (P-Value = ۰/۰۴۷)، (P-Value = ۰/۰۴۴) و (P-Value = ۰/۰۴۰) (P-Value = ۰/۰۴۹).

طبق آزمون تحلیل واریانس (ANOVA) اختلاف غلظت سولفید هیدروژن در ایستگاه‌های مختلف نمونه‌برداری در

شبکه فاضلاب شهری معنی‌دار نیست (P-Value = ۰/۰۹۵).

جدول ۴-۲۴- تحلیل آماری بین ایستگاه‌های مختلف نمونه‌برداری برای غلظت آمونیاک در تصفیه‌خانه فاضلاب شهری

۴K	۲K	۰K	۴K	۲K	۰K	۴K	۲K	۰K	۴K	۲K	۰K	p-value
غربی	غربی	غربی	شرقی	شرقی	شرقی	جنوبی	جنوبی	جنوبی	شمالی	شمالی	شمالی	
۰/۰۳۳	۰/۸۹۱	۰/۹۹۹	۰/۰۹۱	۰/۰۶۷	۰/۹۸۸	۰/۰۰۵	۰/۲۲۶	۱	۰/۰۳۸	۰/۹۹۹	*	شمالی ۰K
۰/۲۷۴	۱	۰/۸۶۴	۰/۵۰۳	۰/۴۲۳	۱	۰/۰۶۶	۰/۷۷۰	۱	۰/۲۹۷	*	۰/۹۹۹	شمالی ۲K
۱	۰/۷۹۸	۰/۰۰۳	۱	۱	۰/۵۰۳	۱	۱	۰/۱۳۱	*	۰/۲۹۷	۰/۰۳۸	شمالی ۴K
۰/۱۱۸	۰/۹۹۱	۰/۹۷۶	۰/۲۶۳	۰/۲۰۷	۱	۰/۰۲۲	۰/۵۰۹	*	۱	۱	۱	جنوبی ۲K
۱	۰/۹۹۴	۰/۰۲۷	۱	۱	۰/۹۲۱	۰/۹۶۴	*	۰/۵۰۹	۱	۰/۷۷۰	۰/۲۲۶	جنوبی ۴K
۱	۰/۳۶۱	۰/۰۰۰	۰/۹۹۸	۰/۹۹۹	۰/۱۴۸	*	۰/۹۶۴	۰/۰۲۲	۱	۰/۰۶۶	۰/۰۰۵	شرقی ۰K
۰/۴۷۳	۱	۰/۶۷۵	۰/۷۲۶	۰/۶۴۷	*	۰/۱۴۸	۰/۹۲۱	۱	۰/۵۰۳	۱	۰/۹۸۸	شرقی ۲K
۱	۰/۸۹۶	۰/۰۰۵	۱	*	۰/۶۴۷	۰/۹۹۹	۱	۰/۲۰۷	۱	۰/۴۲۳	۰/۰۶۷	شرقی ۴K
۱	۰/۹۳۶	۰/۰۰۸	*	۱	۰/۷۲۶	۰/۹۹۸	۱	۰/۲۶۳	۱	۰/۵۰۳	۰/۰۹۱	غربی ۰K
۰/۰۰۲	۰/۳۷۳	*	۰/۰۰۸	۰/۰۰۵	۰/۶۷۵	۰/۰۰۰	۰/۰۲۷	۰/۹۷۶	۰/۰۰۳	۰/۸۶۴	۰/۹۹۹	غربی ۲K
۰/۷۷۲	*	۰/۳۷۳	۰/۹۳۶	۰/۸۹۶	۱	۰/۳۶۱	۰/۹۹۴	۰/۹۹۱	۰/۷۹۸	۱	۰/۸۹۱	غربی ۴K
*	۰/۷۷۲	۰/۰۰۲	۱	۱	۰/۴۷۳	۱	۱	۰/۱۱۸	۱	۰/۲۷۴	۰/۰۳۳	

طبق آزمون تحلیل واریانس (ANOVA) اختلاف غلظت گاز آمونیاک در ایستگاه‌های مختلف نمونه‌برداری در

تصفیه‌خانه فاضلاب شهری معنی‌دار است (P-Value = ۰/۰۰۰).

با توجه به نتایج آزمون تعقیبی توکی اختلاف غلظت آمونیاک بین ایستگاه‌های مختلف در تصفیه‌خانه فاضلاب به صورت زیر است:

اختلاف غلظت بین ۰ km شمالی با ۴ km شمالی (p-value = ۰/۰۳۸).

اختلاف غلظت بین ۰ km شمالی با ۴ km جنوبی (p-value = ۰/۰۰۵).

اختلاف غلظت بین ۰ km شمالی با ۴ km غربی (p-value = ۰/۰۳۳).

اختلاف غلظت بین ۴ km شمالی با ۰ km غربی (p-value = ۰/۰۰۳).

اختلاف غلظت بین ۰ km جنوبی با ۴ km جنوبی (p-value = ۰/۰۲۲).

اختلاف غلظت بین ۲ km جنوبی با ۰ km غربی (p-value = ۰/۰۲۷).

اختلاف غلظت بین ۴ km جنوبی با ۰ km غربی (p-value = ۰/۰۰۰).

اختلاف غلظت بین ۲ km شرقی با ۰ km غربی (p-value = ۰/۰۰۵).

اختلاف غلظت بین ۴ km شرقی با ۰ km غربی (p-value = ۰/۰۰۸).

اختلاف غلظت بین ۰ km غربی با ۴ km غربی (p-value = ۰/۰۰۲).

نتایج آزمون تحلیل واریانس (ANOVA) نشان می‌دهد که اختلاف غلظت سولفید هیدروژن بین ایستگاه‌های مختلف نمونه‌برداری اطراف تصفیه‌خانه فاضلاب معنی‌دار نیست (P-Value = ۰/۱۷۹).

#### ۴-۶-۴- تحلیل آماری بین جهت‌های مختلف نمونه‌برداری و غلظت سولفید هیدروژن و آمونیاک در تصفیه‌خانه فاضلاب.

نتایج آزمون تحلیل واریانس (ANOVA) نشان می‌دهد که اختلاف غلظت سولفید هیدروژن در جهت‌های مختلف نمونه‌برداری در اطراف تصفیه‌خانه فاضلاب معنی‌دار نیست، که به ترتیب:

در جهت شمالی (P-Value = ۰/۴۴۴)، در جهت جنوبی (P-Value = ۰/۹۰۷)، در جهت شرقی (P-Value = ۰/۴۲۵) و در جهت غربی (P-Value = ۰/۴۱۳) هست.

طبق نتایج آزمون تحلیل واریانس (ANOVA) اختلاف غلظت آمونیاک بین جهت‌های مختلف نمونه‌برداری در اطراف تصفیه‌خانه فاضلاب معنی‌دار نیست، که به ترتیب:

در جهت شمالی (P-Value = ۰/۳۵۷)، در جهت جنوبی (P-Value = ۰/۱۸۹)، در جهت شرقی (P-Value = ۰/۲۸۹) و در جهت غربی (P-Value = ۰/۴۸۷) هست.

#### ۴-۶-۵- تحلیل آماری بین فواصل مختلف نمونه‌برداری و غلظت سولفید هیدروژن و آمونیاک در تصفیه‌خانه فاضلاب.

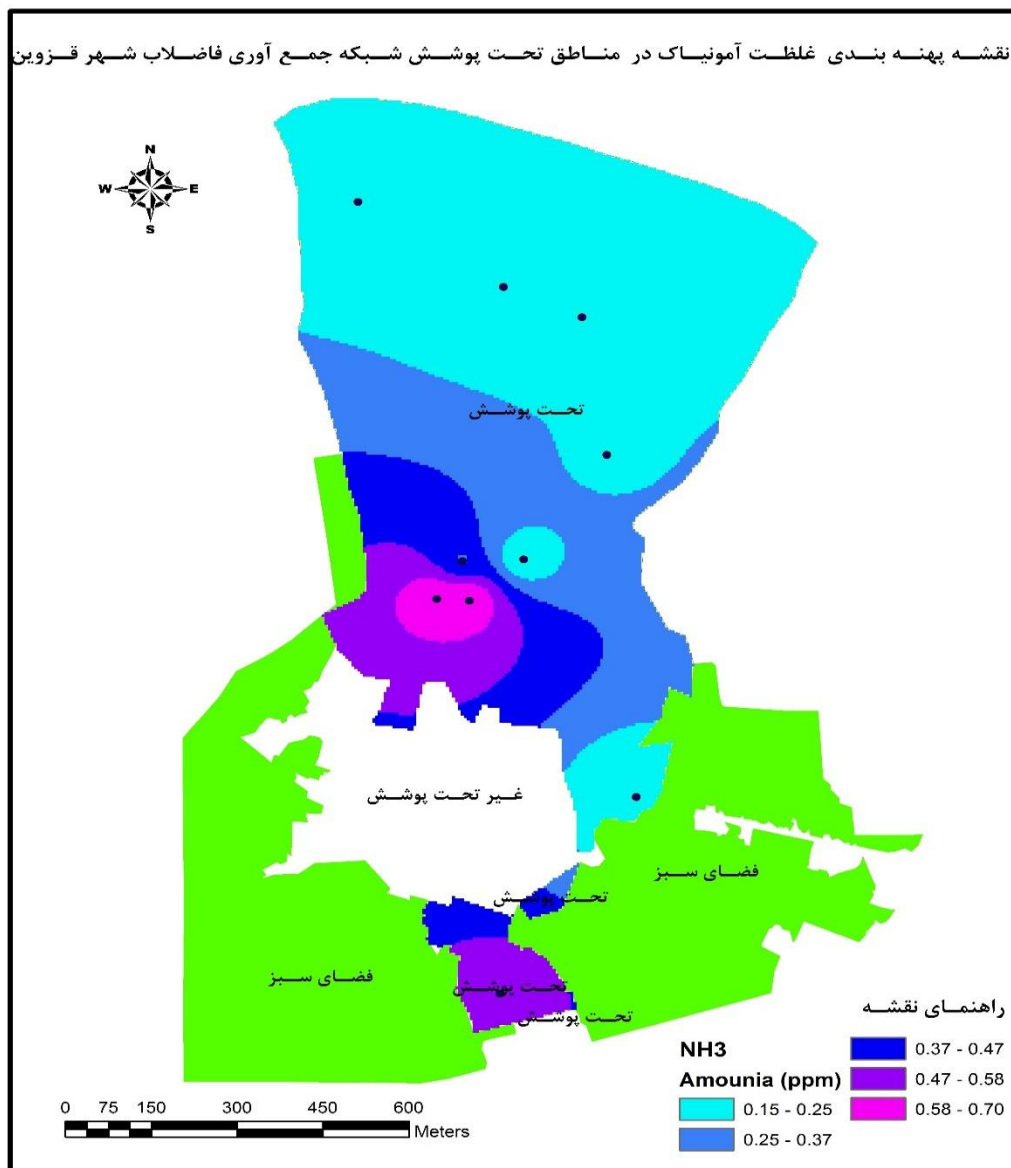
طبق آزمون تحلیل واریانس (ANOVA) اختلاف غلظت گاز سولفید هیدروژن بین فواصل مختلف در اطراف تصفیه‌خانه فاضلاب معنی‌دار نبوده است (P-Value = ۰/۱۹۳).

طبق آزمون تحلیل واریانس (ANOVA) اختلاف غلظت گاز آمونیاک بین فواصل مختلف در اطراف تصفیه‌خانه فاضلاب معنی‌دار است (P-Value = ۰/۰۰۰).

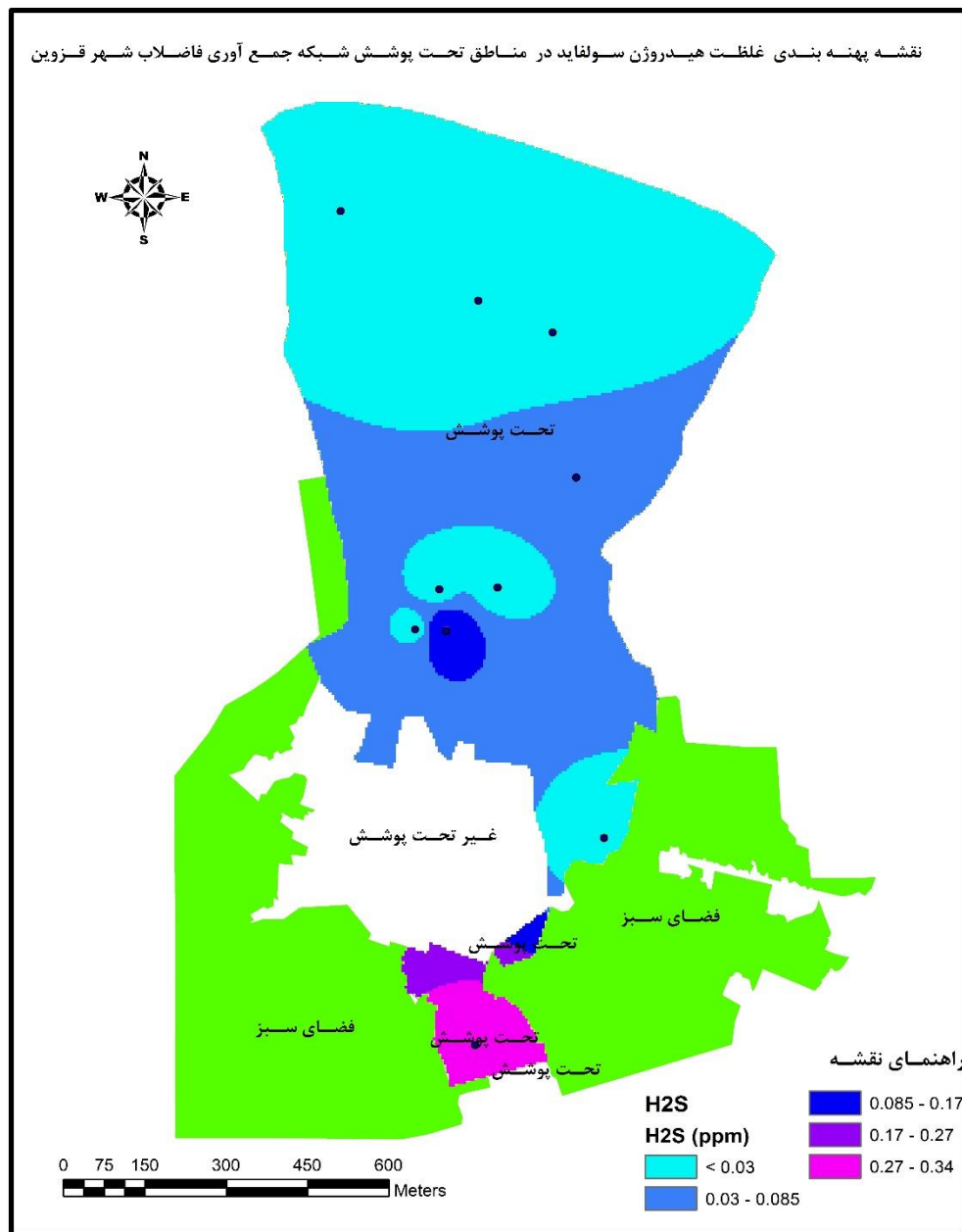
ضریب همبستگی اسپیرمن بین دو متغیر آمونیاک و سولفید هیدروژن در تصفیه‌خانه فاضلاب ۰/۶۷۷ بوده (r=۰/۶۷۷)، و همبستگی مشاهده‌شده نیز معنی‌دار بود (P-Value < ۰/۰۰۱).

همچنین آزمون همبستگی بین دو متغیر آمونیاک و سولفید هیدروژن در شبکه فاضلاب شهری نیز معنی‌دار بوده (P-value < ۰/۰۰۱) و همبستگی مشاهده‌شده نیز قوی و مستقیم بود. r=۰/۷۶۷

## ۴-۷- نقشه پهنه‌بندی غلظت گازهای آمونیاک و سولفید هیدروژن در مناطق تحت پوشش شبکه جمع‌آوری فاضلاب.

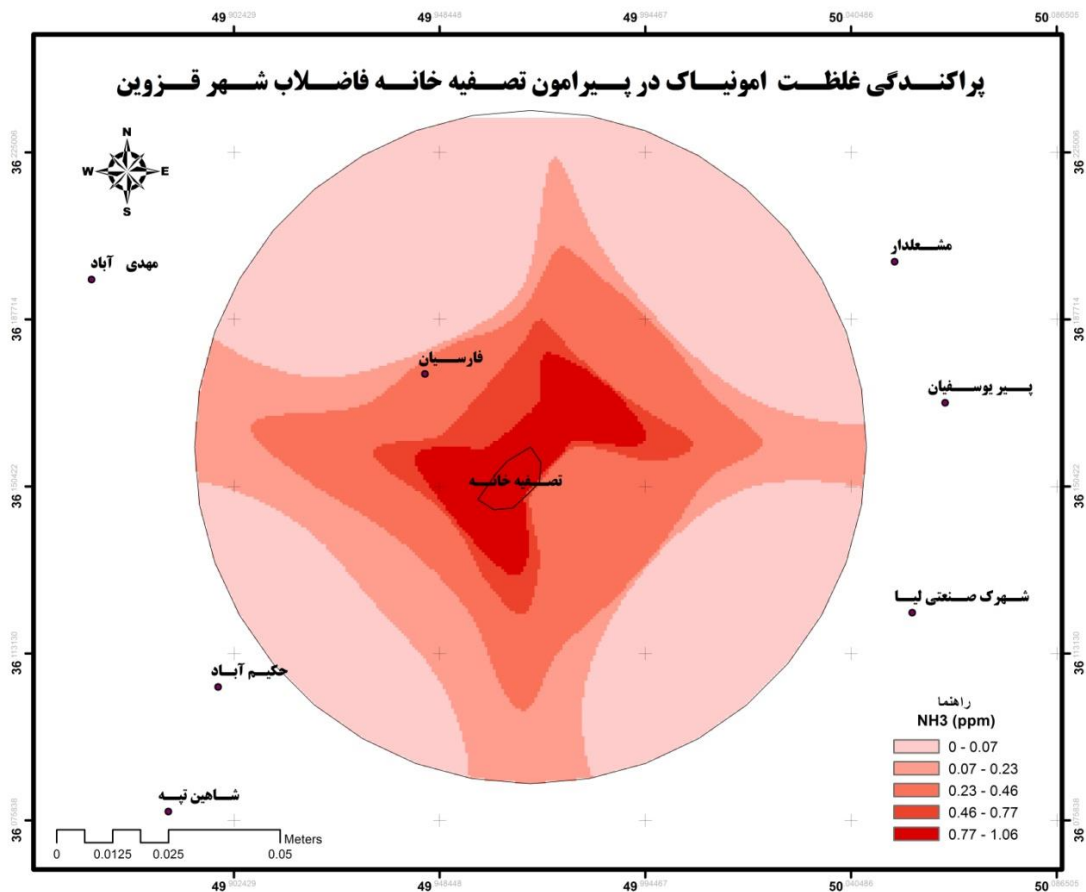


شکل ۴-۱- نقشه پهنه‌بندی میانگین غلظت آمونیاک در مناطق تحت پوشش شبکه جمع‌آوری فاضلاب شهر قزوین

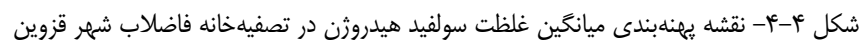


شکل ۴-۲- نقشه پهنه بندی میانگین غلظت سولفید هیدروژن در مناطق تحت پوشش شبکه جمع آوری فاضلاب شهر قزوین

## ۸-۴- نقشه پهنه‌بندی غلظت گازهای آمونیاک و سولفید هیدروژن در تصفیه‌خانه فاضلاب.



شکل ۴-۳- نقشه پهنه‌بندی میانگین غلظت آمونیاک در تصفیه‌خانه فاضلاب شهر قزوین



## **فصل پنجم:**

### **بحث و نتیجه گیری**



## ۵-۱-بحث:

### ۵-۱-۱- بررسی غلظت گازهای آمونیاک و سولفید هیدروژن در جهت‌های مختلف در

#### تصفیه‌خانه فاضلاب.

همان‌گونه که نتایج تحلیل واریانس (ANOVA) نشان داد اختلاف معنی‌داری بین غلظت گاز آمونیاک در جهت‌های مختلف اطراف تصفیه‌خانه فاضلاب وجود ندارد.

با مقایسه میانگین غلظت گاز آمونیاک در جهت‌های جغرافیایی (جدول (۳-۴) و نمودار (۴-۱))، مشاهده می‌گردد که در جهت غربی غلظت گاز آمونیاک بیشترین مقدار را داشته است. در این قسمت در واقع ایستگاه پمپاژ فاضلاب هست و امکان انتشار گاز آمونیاک بیشتر است. در جهت شمالی تصفیه‌خانه نیز غلظت گاز آمونیاک در مرتبه دوم قرار داشت. دلیل این امر می‌تواند جهت وزش بادهای جنوب به شمال در این جهت باشد. جهت‌های جنوبی و شرقی نیز از نظر غلظت این گاز در مرتبه سوم و چهارم بودند. وزش بادهای محلی از عوامل این اختلافات هست.

همان‌گونه که نتایج تحلیل واریانس (ANOVA) نشان داد اختلاف معنی‌داری بین غلظت گاز سولفید هیدروژن در جهت‌های مختلف اطراف تصفیه‌خانه فاضلاب وجود ندارد.

با مقایسه میانگین‌ها در جهت‌های جغرافیایی (جدول (۴-۵) و نمودار (۴-۲))، غلظت گاز سولفید هیدروژن در جهت شمالی بیشترین مقدار را داشته است. با توجه با اینکه جهت وزش بادهای در اکثر مواقع از جنوب به شمال هست بنابراین غلظت این گاز در جهت شمال بیشتر است. همچنین گاز سولفید هیدروژن از هوا سنگین‌تر بوده بنابراین غلظت آن در سطح زمین بیشتر از سطوح بالاتر است و می‌تواند برای ساکنین و سایر افراد در معرض این گاز مشکل آفرین باشد.

همچنین تجمع فضولات دامی ناشی از دامداری‌های واقع در این قسمت می‌تواند دلیل افزایش این گاز در این جهت از تصفیه‌خانه باشد. در مطالعه رونقی و همکاران نیز ارتباط بین گاز سولفید هیدروژن و آمونیاک و تولید آنها در تأسیسات مختلف نظیر تصفیه‌خانه‌های فاضلاب، تأسیسات فرآوری کود کمپوست و مرغداری‌ها اشاره شده است که با مطالعه حاضر همخوانی دارد (Ronaghi, 2014).

با مقایسه میانگین غلظت‌های این گاز، پس از ناحیه شمالی، جهت غربی در مرتبه دوم قرار داشت. در این بخش از تصفیه‌خانه، ایستگاه پمپاژ قرار دارد و وزش ملایم باد جنوبی، شمالی با مانع‌هایی مثل ساختمان‌های نگهدانی و تأسیسات مواجه شده که باعث انحراف مسیر باد به جهت غربی شده و در نتیجه موجب افزایش غلظت گاز در این جهت شود. جهت جنوبی از نظر غلظت گاز سولفید هیدروژن در مرتبه سوم قرار می‌گیرد، که دلیل آن ممکن است وجود برکه تثبیت بی‌هوازی در این جهت باشد. فعالیت باکتری‌ها بخصوص در فصول گرم باعث تجزیه ترکیبات آلی فاضلاب و در نتیجه تشدید انتشار گاز سولفید هیدروژن می‌شود. بخش شرقی نیز از نظر مقدار انتشار این گاز در مرتبه آخر بود. در واقع این قسمت شامل مراحل پایانی تصفیه بوده که فاضلاب پس از آن وارد مراحل کلرزنی و انتقال به بخش خروجی است و تجزیه مواد توسط میکروارگانیسم‌ها به حداقل می‌رسد.

## ۵-۱-۲- بررسی غلظت گازهای سولفید هیدروژن و آمونیاک در فصول مختلف در

### تصفیه‌خانه فاضلاب.

فرایندهای تجزیه زیستی که در راکتورهای تصفیه فاضلاب همانند برکه‌ها و لاگون‌ها اتفاق می‌افتد تحت تأثیر درجه حرارت محیطی هستند. به‌طوری‌که به ازای هر ۱۰ درجه سانتی‌گراد افزایش دمای فاضلاب، سرعت واکنش‌های تجزیه زیستی دو برابر می‌شود (Bitton, 2005). بنابراین در فصل‌های گرم، بوی ناشی از تجزیه زیستی بی‌هوازی بیشتر شده که باعث مشکلات بهداشتی برای کارکنان و ساکنین اطراف تصفیه‌خانه می‌گردد. در مناطقی که دارای آب‌وهوای سردی هستند یا در فصل‌های سرد سال میزان فعالیت بیولوژیکی کم یا متوقف شده و در نتیجه مقدار بوی ناشی از تجزیه مواد آلی در حداقل مقدار خود هست.

با توجه به نتایج جدول (۴-۴) و نمودار (۴-۲) در تصفیه‌خانه فاضلاب مشاهده می‌شود که فصل تابستان بیشترین و فصل زمستان کمترین مقدار غلظت سولفید هیدروژن را دارند.

نتایج مطالعه حاضر در خصوص انتشار گاز سولفید هیدروژن از سطح برکه‌های تثبیت فاضلاب نشان داد که میزان انتشار این گاز با افزایش دمای هوا بیشتر شده و این اختلاف معنی‌دار است. همچنین مشخص شد که مکان‌های واقع در جهت بادهای ملایم محلی، به دلیل پراکندگی ضعیف جوی، غلظت بوی انتشار یافته بیشتر بوده و موارد شکایت از بو بیشتر است که با مطالعه سون و همکاران در سال ۲۰۰۹ مطابقت دارد (Son, 2009).

نتایج مطالعه سانتوس و همکاران در سال ۲۰۱۲ درباره تعیین میزان انتشار گاز سولفید هیدروژن از سطوح تصفیه‌خانه فاضلاب از نوع برکه تثبیت انجام داده‌اند، به این نتیجه رسیدند که میزان انتشار این گاز با گرمای هوا ارتباط معنی‌داری دارد، همچنین مکان‌هایی که در جهت سرعت‌های کم باد بوده‌اند به دلیل پراکندگی ضعیف جوی نرخ انتشار بو بهتر بوده و موارد شکایت از بو بیشتر است (Santos, 2012)، که با مطالعه حاضر همخوانی دارد.

با توجه به نتایج جدول (۴-۲) و نمودار (۴-۱) مشاهده می‌شود که غلظت آمونیاک در فصل تابستان بیشتر از بقیه فصول بوده که بعدازآن به ترتیب فصول بهار، پاییز و زمستان قرار دارند.

با توجه به جدول (۴-۱۷) از این مطالعه مشاهده می‌شود که اختلاف غلظت آمونیاک در تصفیه‌خانه فاضلاب با فصول مختلف معنی‌دار است. اختلاف غلظت در فصل تابستان با فصول پاییز و زمستان رابطه معنی‌داری داشته است، که با مطالعه سون و همکاران در سال ۲۰۰۹ مطابق است (Son, 2009).

در مطالعه‌ای سالم و همکاران در سال ۲۰۰۹ اندازه‌گیری غلظت گاز آمونیاک در تصفیه‌خانه فاضلاب شهر العین را مورد بررسی قرار دادند. آنها به این نتیجه رسیدند که در فصول گرم، بهار و تابستان مقدار غلظت گاز آمونیاک نسبت به فصول سرد، پاییز و زمستان بیشتر بوده است. همچنین به این نتیجه رسیدند که در طی مراحل تصفیه شدت بو کاهش می‌یابد (Salem, 2009)، که با نتایج این تحقیق همخوانی دارد.

### ۵-۱-۳- بررسی غلظت گازهای سولفید هیدروژن و آمونیاک در فصول مختلف در شبکه

#### فاضلاب شهری.

جداول (۷-۴) و (۸-۴) و نمودارهای (۳-۴) و (۴-۴) نشان می‌دهند که فصل تابستان بیشترین مقدار غلظت گاز آمونیاک و سولفید هیدروژن را داشته در صورتی که فصل زمستان غلظت این گازها کمترین مقدار بوده است.

با توجه به جدول (۱۶-۴) از نظر آماری نیز اختلاف غلظت سولفید هیدروژن و فصول مختلف در شبکه فاضلاب شهری معنی‌دار بوده است. در این مطالعه مشخص شد، بین غلظت این گاز در فصل تابستان با فصول بهار، پاییز و زمستان اختلاف معنی‌دار است. که نشان‌دهنده این است که با افزایش دمای هوا فعالیت میکروبی شدت یافته و از طرفی میزان اکسیژن محلول کم می‌شود و در نتیجه شرایط بی‌هوازی شده که باعث می‌گردد مقدار غلظت سولفید هیدروژن و در نتیجه بوی ناشی از آن در منهول‌های شبکه فاضلاب افزایش یابد که با مطالعه مصداقی نیا و همکاران (Mesdaghiniya, 2003) مطابقت دارد.

در تحقیق مشابهی که کیم و همکاران در سال ۲۰۱۲ در کره جنوبی روی انتشار بو از منهول‌های شبکه فاضلاب شهر سئول انجام داده‌اند، به این نتیجه رسیدند که با افزایش درجه حرارت (فصول گرم) فعالیت میکروبی شدت یافته و از طرفی مقدار اکسیژن محلول کم می‌شود و شرایط بی‌هوازی در سیستم شبکه فاضلاب ایجاد شده که این عامل مسئول اصلی ایجاد بوی بد از منهول‌ها هست (Kim, 2012). که با نتایج این مطالعه مطابقت دارد.

با توجه به جدول (۱۸-۴) مشاهده می‌شود که اختلاف بین میانگین غلظت گاز آمونیاک در فصول مختلف در شبکه فاضلاب شهری معنی‌دار است. همان‌طور که در نتایج این مطالعه مشخص شده است، فصل تابستان بیشترین غلظت گاز آمونیاک را داشته و این اختلاف غلظت با فصول پاییز و زمستان ارتباط معنی‌داری داشته است. نتایج این مطالعه با مطالعه مشابهی که ساتر و همکاران در سال ۲۰۰۷ در ایالات متحده آمریکا انجام داده‌اند (Sather, 2008) مطابقت دارد.

تحقیقی که ساتر و همکاران در سال ۲۰۰۷ در مناطقی از ایالات متحده آمریکا برای انتشار گاز آمونیاک انجام داده‌اند، به این نتیجه رسیدند که اوج غلظت گاز آمونیاک در فصل تابستان بوده و در فصل بهار نیز غلظت این گاز زیاد بوده است که میانگین سالانه در حدود ۰/۲-۱/۵ ppm هست. وقوع این گاز در فصل زمستان بسیار اندک بوده است (Sather, 2008).

## ۵-۱-۴- بررسی غلظت گازهای سولفید هیدروژن و آمونیاک در زمان‌های مختلف صبح و

### عصر در تصفیه‌خانه فاضلاب.

طبق آنچه که در جداول (۴-۱۱) و (۴-۱۲) با مقایسه میانگین‌های غلظت گاز سولفید هیدروژن و آمونیاک برای زمان صبح و عصر داده شده مشاهده می‌گردد که غلظت این گازها در عصرها بیشتر بوده است. همچنین مقدار غلظت بیشینه در عصر نیز از میزان غلظت بیشینه در صبح بیشتر است.

در این مطالعه با توجه به جدول (۴-۱۹) مشاهده می‌گردد که اختلاف بین غلظت گاز سولفید هیدروژن در زمان صبح و عصر برای تصفیه‌خانه فاضلاب در فصول مختلف، تابستان، پاییز و زمستان معنی‌دار بوده است. همچنین به این نتیجه رسیدیم که غلظت این گاز در عصرها بیشتر است که با مطالعه کاپلی و همکاران در سال ۲۰۱۳ مطابقت دارد (Capelli, 2013). ولی این رابطه برای فصل بهار معنی‌دار نبوده است.

در تحقیقی کاپلی و همکاران در سال ۲۰۱۳ روی انتشار گازهای بودار انجام دادند و به این نتیجه رسیدند که در انتشار بو هم غلظت گاز آلاینده بوزا مهم است و هم جریان هوا در ارتباط با منبع بو (تصفیه‌خانه فاضلاب) و همچنین نرخ انتشار بو اهمیت فراوانی دارد. همچنین دریافتند که انتشار بو از سطح به هوا (در فرایند تبخیر) با توجه به پدیده‌هایی مانند انتقال گرما از سطوح تصفیه‌خانه فاضلاب بسیار مهم است که در عصرها این پدیده شدت بیشتری می‌گیرد (Capelli, 2013).

با توجه به آزمون آماری طبق جدول (۴-۲۰) مشاهده می‌شود که اختلاف بین غلظت گاز آمونیاک در زمان صبح و عصر در فصل زمستان معنی‌دار بوده ولی برای بقیه فصول این اختلاف معنی‌دار نیست.

## ۵-۱-۵- بررسی غلظت گازهای سولفید هیدروژن و آمونیاک در زمان‌های مختلف صبح

### و عصر در شبکه فاضلاب شهری.

جداول (۴-۱۳) و (۴-۱۴) مقایسه میانگین‌های غلظت گاز سولفید هیدروژن و آمونیاک را برای زمان صبح و عصر در شبکه فاضلاب شهری نشان می‌دهند. همان‌طور که در این جداول مشاهده می‌گردد غلظت این گازها در عصرها بیشتر بوده است. همچنین مقدار غلظت بیشینه در عصر نیز از مقدار غلظت بیشینه در صبح بیشتر است.

با توجه به جدول (۴-۲۱) مقایسه میانگین غلظت گاز سولفید هیدروژن در صبح و عصر برای فصول مختلف در شبکه فاضلاب شهری نشان می‌دهد که اختلاف غلظت برای فصول تابستان و پاییز معنی‌دار است ولی برای فصل بهار معنی‌دار نبوده است. و فصل زمستان نیز غلظت این گاز قابل شناسایی نبوده و گزارش نشده است. علت اینکه غلظت گاز سولفید هیدروژن در عصرها بیشتر از صبح است می‌تواند به دلیل کاهش تولید فاضلاب در عصر و افت سرعت فاضلاب و همچنین افزایش زمان ماند و کاهش اکسیژن محلول که باعث ایجاد شرایط بی‌هوازی هست. نتایج این تحقیق با مطالعه کلیدنس و همکاران در سال ۲۰۰۸ در شهر کالیفرنیا انجام داده‌اند مطابقت دارد (Clidence, 2008).

طی تحقیقاتی که کلیدنس در سال ۲۰۰۸ در شهر کالیفرنیا روی میزان تولید گاز سولفید هیدروژن در شبکه فاضلاب این شهر انجام دادند، به این نتیجه رسیدند که در هنگام عصر به خصوص شب که مقدار حجم فاضلاب کم شده و جریان سرعت فاضلاب نیز کم می‌شود و زمان ماند فاضلاب زیاد می‌شود. بنابراین میزان BOD افزایش یافته و اکسیژن محلول کاهش می‌یابد و شرایط بی‌هوازی ایجاد می‌گردد که باعث تولید مقدار بسیار زیادی گاز سولفید هیدروژن می‌نماید (Clidence, 2008).

طی مطالعه‌ای که مصداقی نیا و همکاران در اندازه‌گیری غلظت گاز سولفید هیدروژن در شبکه فاضلاب شهر تهران، انجام داده‌اند، دریافته‌اند که با افزایش درجه حرارت مقدار مصرف اکسیژن نیز بیشتر شده، بنابراین در زمان‌هایی که درجه حرارت بالا (فصول گرم) و در عصرها که حجم فاضلاب عبوری از فاضلاب‌روها کمتر و BOD<sub>5</sub> بیشتر است، لذا مصرف اکسیژن بیشتر شده و احتمال تولید سولفید هیدروژن نیز بیشتر خواهد بود (Mesdaghiya, 2003)، که با نتایج مطالعه حاضر همخوانی دارد.

در مطالعه‌ای که مدرسی و همکاران در اندازه‌گیری غلظت سولفید هیدروژن در صبح و عصر از فاضلاب شهری در شبکه فاضلاب مروجست انجام داده‌اند، نتایج میانگین به ترتیب  $0/93$  ppm و  $0/99$  ppm بوده، که تغییرات میزان غلظت گاز سولفید هیدروژن در صبح و عصر با نتایج این مطالعه همخوانی داشته است (Modaressi, 2012).

در مطالعه‌ای که ندافی و همکاران برای اندازه‌گیری غلظت سولفید هیدروژن برای شبکه فاضلاب شهری در شهرری جنوب تهران انجام داده‌اند نیز، میانگین غلظت در صبح و عصر به ترتیب  $0/83$  ppm و  $0/91$  ppm به دست آورده‌اند که تغییرات غلظت این گاز در صبح و عصر با مطالعه حاضر مطابقت دارد (Nadafi, 2010).

در مطالعه حاضر طبق جدول (۴-۲۲) اختلاف میانگین غلظت گاز آمونیاک برای صبح و عصر در فصول مختلف در شبکه فاضلاب بررسی گردید که این اختلاف برای فصول بهار، تابستان و پاییز معنی‌دار بوده ولی برای فصل زمستان معنی‌دار نبوده است که با مطالعه کیم و همکاران مطابقت دارد (Kim, 2012).

## ۵-۱-۶- بررسی غلظت گازهای سولفید هیدروژن و آمونیاک از ایستگاه‌های مختلف

### نمونه‌برداری در شبکه فاضلاب.

جدول (۴-۶) و نمودار (۴-۴) مقایسه میانگین غلظت گاز سولفید هیدروژن را بین ایستگاه‌های مختلف در شبکه فاضلاب شهری نشان می‌دهند. بیشترین مقدار غلظت این گاز در خیابان راه‌آهن اتفاق افتاده است و خیابان‌های عمران، خیابان دانشگاه، مینودر و هادی‌آباد به ترتیب در رتبه بعدی قرار دارند. در ایستگاه‌های بلوار دانشگاه بین‌الملل، کوثر، میدان ولی‌عصر و میدان سرداران مقدار صفر بوده است.

بر اساس آزمون تحلیل واریانس اختلاف غلظت سولفید هیدروژن بین ایستگاه‌های مختلف نمونه‌برداری در شبکه فاضلاب شهری معنی‌دار نبود.

همچنین بر اساس داده‌های جدول (۴-۶) و نمودار (۴-۳) مقایسه میانگین غلظت آمونیاک بین ایستگاه‌های مختلف در شبکه فاضلاب شهری نشان می‌دهد که بیشترین مقدار غلظت این گاز را چهارراه عمران و کمترین مقدار را میدان سرداران داشته‌اند.

بر اساس آزمون تحلیل واریانس اختلاف غلظت آمونیاک بین ایستگاه‌های مختلف نمونه‌برداری در شبکه فاضلاب شهری معنی‌دار بوده است.

با توجه به شکل (۱-۴) می‌توان استنباط نمود که:

غلظت آمونیاک در مناطق شمالی شهر در حداقل مقدار و در مناطق مرکزی و در بخش‌هایی از جنوب شهر و در خیابان راه‌آهن در بیشترین مقدار است.

گاز آمونیاک در روزهای گرم سال در مناطق مرکزی و جنوبی شهر و در محیط پیرامونی خطوط جمع‌آوری فاضلاب قابل استشمام خواهد بود.

با توجه به شکل (۲-۴) می‌توان استنباط نمود که:

بیشینه غلظت گاز سولفید هیدروژن در مناطق پیرامون منهول‌ها در محدوده خیابان راه‌آهن قابل شناسایی است. در مناطق دارای غلظت بیشینه، مواجهه با گاز سولفید هیدروژن بالاتر از حد مواجهه در هوای آزاد هست.

## ۵-۱-۷- بررسی غلظت گازهای سولفید هیدروژن و آمونیاک از ایستگاه‌های مختلف

### نمونه‌برداری در تصفیه‌خانه فاضلاب.

جدول (۱-۴) و نمودار (۲-۴) نشان می‌دهند که غلظت گاز سولفید هیدروژن در ایستگاه‌های صفر کیلومتر شمالی، صفر کیلومتر جنوبی، صفر کیلومتر غربی، صفر کیلومتر شرقی، دو کیلومتر غربی، چهار کیلومتر شرقی، دو کیلومتر شمالی و چهار کیلومتر شمالی به ترتیب دارای بیشترین مقدار بوده‌اند. ایستگاه‌های دو کیلومتر جنوبی، چهار کیلومتر جنوبی، دو کیلومتر شرقی و چهار کیلومتر غربی مقدار گاز سولفید هیدروژن صفر بوده است.

جدول (۱-۴) و نمودار (۱-۴) نشان می‌دهند که غلظت گاز آمونیاک به ترتیب در ایستگاه‌های صفر کیلومتر غربی، صفر کیلومتر شمالی، صفر کیلومتر جنوبی، دو کیلومتر شمالی، صفر کیلومتر شرقی، دو کیلومتر غربی، دو کیلومتر جنوبی، چهار کیلومتر شرقی، دو کیلومتر شرقی، چهار کیلومتر شمالی، چهار کیلومتر غربی، چهار کیلومتر جنوبی دارای بیشترین مقدار می‌باشند.



طبق آزمون تحلیل واریانس اختلاف غلظت سولفید هیدروژن بین ایستگاه‌های مختلف نمونه‌برداری در تصفیه‌خانه فاضلاب شهری معنی‌دار نبود. ولی اختلاف غلظت آمونیاک بین ایستگاه‌های مختلف نمونه‌برداری در تصفیه‌خانه فاضلاب شهری معنی‌دار بوده است.

با توجه به شکل (۳-۴) می‌توان استنباط نمود که:

پراکندگی آمونیاک در پیرامون تصفیه‌خانه یکنواخت و در جهات مختلف متناسب هست.

بالاترین غلظت در داخل تصفیه‌خانه و در پیرامون لاگون قابل شناسایی است.

بیشترین تأثیر آمونیاک بر کارکنان تصفیه‌خانه هست و این میزان بالاتر از مواجهه مجاز شغلی است.

مواجهه با آمونیاک تا غلظت حداکثر ۰/۴۶ قسمت در میلیون در مناطق مسکونی پیرامون تصفیه‌خانه در برخی از روزهای سال رخ می‌دهد، که این میزان بالاتر از رهنمود سازمان بهداشت جهانی هست.

با توجه به شکل (۴-۴) می‌توان استنباط نمود که:

حداکثر پراکندگی گاز سولفید هیدروژن محدود به تصفیه‌خانه و پیرامون آن و تا شعاع ۵۰۰ متری است.

در داخل تصفیه‌خانه و در مجاورت لاگون‌ها میزان مواجهه با این آلاینده بالاتر از رهنمودهای هوای آزاد است.

انتظار می‌رود که هیچ یک از مناطق مسکونی یا صنعتی، تجاری پیرامون تصفیه‌خانه با گاز  $H_2S$  متصادف شده از تصفیه‌خانه در طی سال مواجهه نداشته باشند و در صورت استشمام آن منبعی به غیر از تصفیه‌خانه دارد.

## ۵-۱-۸- بررسی غلظت گازهای سولفید هیدروژن و آمونیاک در فواصل مختلف

### نمونه‌برداری در اطراف تصفیه‌خانه فاضلاب.

طبق آزمون تحلیل واریانس (ANOVA) اختلاف غلظت سولفید هیدروژن در فواصل مختلف اطراف تصفیه‌خانه فاضلاب معنی‌دار نبوده است. ولی این اختلاف برای غلظت آمونیاک در فواصل مختلف اطراف تصفیه‌خانه فاضلاب معنی‌دار بوده است.

نتایج مطالعه استلاسی و همکاران (سال ۲۰۱۰) بر روی انتشار بو در تصفیه‌خانه فاضلاب شهر تارانتوی ایتالیا نشان داد که با افزایش فاصله محله‌های مسکونی از تصفیه‌خانه، شکایات ناشی از بوهای نامطبوع کاهش می‌یافت. این فاصله با قوانین و مقررات محلی برای شرایط جوی مناسب ۳۰۰ متر بوده است. آنها همچنین گزارش نمودند که در

فصل‌های گرم سال و شرایط جوی نامناسب مثل رطوبت بالا و شرایط پایدار که نسیم ملایمی می‌وزد، میزان بو بیشتر است (Stellacci, 2010). که با مطالعه حاضر همخوانی دارد.

با مقایسه میانگین غلظت گازهای آمونیاک و سولفید هیدروژن از ایستگاه‌های نمونه‌برداری در اطراف تصفیه‌خانه فاضلاب در کلیه فصل‌ها، (جدول ۴-۱) با حدود آستانه بوزایی این آلاینده‌ها، می‌توان نتیجه گرفت که گاز آمونیاک در فاصله‌های صفر کیلومتر شمالی و صفر کیلومتر غربی در محدوده آستانه بو (۴۶/۸ ppm - ۱) قرار دارند.

در مورد سولفید هیدروژن نیز مشاهده می‌شود که در فاصله‌های صفر کیلومتر شمالی، جنوبی، شرقی و غربی و دو کیلومتر شمالی و غربی و چهار کیلومتر شمالی و شرقی در محدوده آستانه بو (۴/۶ ppm - ۰/۰۰۰۴۷) قرار دارند.

## ۵-۲- نتیجه‌گیری:

داده‌های به‌دست‌آمده از این مطالعه در مقایسه با مقادیر آستانه بو، برای سولفید هیدروژن و آمونیاک نشان‌دهنده حاکم بودن شرایط نامطلوب از نظر پتانسیل بالای ایجاد بو در اطراف تصفیه‌خانه بوده و سکونت‌گاه‌های اطراف در زمان عصر و در فصل‌های گرم مثل بهار و تابستان در معرض بوی ناشی از سولفید هیدروژن و آمونیاک قرار دارند. همچنین در مقایسه نتایج به‌دست‌آمده از اطراف تصفیه‌خانه فاضلاب با رهنمود سازمان بهداشت جهانی و استانداردهای سازمان حفاظت محیط‌زیست آمریکا از نظر مواجهه، نتیجه‌گیری می‌شود که در فصل‌های گرم سال مقدار غلظت گاز سولفید هیدروژن بالاتر از حد مجاز است، و مقدار غلظت گاز آمونیاک نیز در کلیه فصل‌ها بالاتر از حد مجاز است. از نظر مقدار غلظت این گازها در جهت‌های جغرافیایی، نتیجه می‌گیریم که مشکلات ناشی از گازهای سولفید هیدروژن و آمونیاک بر سکونت‌گاه‌های واقع در بخش شمالی و غربی بیشتر است.

داده‌های به‌دست‌آمده از این مطالعه در شبکه فاضلاب در فصل‌های گرم سال مثل بهار و تابستان مقادیر نشان‌دهنده حاکم بودن شرایط نامطلوب از نظر پتانسیل بالای ایجاد بو در این فصول است.

برای گاز آمونیاک به ترتیب ایستگاه‌های چهار راه عمران، خیابان راه‌آهن، چهارراه بنیاد، خیابان دانشگاه و هادی‌آباد بیشترین مشکل بو را داشته‌اند.

برای گاز سولفید هیدروژن نیز به ترتیب ایستگاه‌های خیابان راه آهن، چهارراه بنیاد، چهارراه عمران، خیابان دانشگاه، مینودر و هادی آباد بیشترین مشکل بو را داشته‌اند.

همچنین در مقایسه میانگین نتایج به دست آمده از شبکه فاضلاب با رهنمود سازمان بهداشت جهانی و استاندارد سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا از نظر مواجهه، نتیجه گیری می شود که غلظت گاز آمونیاک در تمام ایستگاه‌ها بیشتر از حد استاندارد بوده است.

برای گاز سولفید هیدروژن نیز ایستگاه‌های خیابان راه آهن، چهار راه بنیاد، چهار راه عمران، خیابان دانشگاه و مینودر بیشتر از محدوده مجاز بوده است.

### **۵-۳- راهکارهای کنترل بو در تصفیه خانه و شبکه جمع آوری فاضلاب:**

برای کنترل بو تکنیک‌های زیادی وجود دارد، این تکنیک‌ها شامل روش‌های شیمیایی، فیزیکی و بیولوژیکی است. در زیر روش‌های ممکن برای کنترل بو توصیف شده‌اند (Anet, 2013).

### **۵-۳-۱- روش‌های فیزیکی برای کنترل بو:**

مهم‌ترین روش فیزیکی برای کنترل بو، استفاده از پوشش‌های قابل انعطاف است. برای این منظور از پوشش‌های پلی اتیلن و پلی پروپیلن استفاده می شود. این پوشش‌ها بر روی لاگون‌های بتونی و خاکی نصب می شوند و تا ۷۶٪ انتشار بو را کنترل می کنند. اما مشکلات این پوشش‌ها حفاظت از آنها در شرایط آب و هوایی، جریانات مختلف باد و نوسانات سطح فاضلاب در طول سال می توان اشاره کرد. به طور کلی روش‌های فیزیکی مشکل بو را به طور دائمی از بین نمی برند فقط می توان به صورت موقتی این مشکل را حل کرد (Easter, 2005).

با استفاده از فوم‌های پلی اتیلنی هم می توان به طور مؤثری بوهای ناشی از  $H_2S$ ، آمونیاک و هیدروکربن‌ها را کنترل کرد (Guisasola, 2009).

همچنین پوشش‌های نی، کاه و پوشال در کنترل بو مؤثر است. اما بعد از ۲ تا ۶ ماه به علت اشباع شدن بایستی تعویض گردند. زیرا اشباع شدن آنها باعث تشدید بو می‌گردد (Stellacci, 2010).

جذب سطحی روی کربن فعال: گازهای بودار را می‌توان از بسترهای کربن فعال عبور داد تا بوی آنها حذف شود. با احیاء کربن می‌توان هزینه‌ها را نیز کاهش داد.

جذب سطحی روی ماسه، خاک یا روی بسترهای کمپوست: گازهای بودار را می‌توان از ماسه، خاک یا بسترهای کمپوست عبور داد. گازهای بودار ناشی از ایستگاه‌های پمپاژ را می‌توان به خاک‌های اطراف یا به بسترهای طراحی شده حاوی ماسه یا خاک تخلیه نمود. گازهای بودار جمع‌آوری شده از واحدهای تصفیه را می‌توان از بسترهای کمپوست عبور داد.

رقیق کردن با هوای آزاد بدون بو: گازها را می‌توان با هوای تازه مخلوط نمود تا شدت بو کاهش یابد و یا اینکه به داخل دودکش‌های بلند، تخلیه کرد تا در جو منتشر و رقیق شود. در اطراف تصفیه‌خانه فاضلاب با کاشت درختان بلندقد می‌توان جلوی انتشار بو را به اطراف گرفته و باعث رسوب عوامل بوزا شد. از درخت‌ها برای رقیق کردن گازهای بودار از طریق ایجاد تلاطم و اختلاط استفاده می‌شود.

برج‌های گازشوی: گازهای بودار را می‌توان از برج‌های شستشوی گاز عبور داد تا بوی آنها بر طرف شوند.

تأسیسات ایجاد تلاطم: استفاده از عوامل بادشکن از قبیل موانع مرتفع، درختان بلند و فن‌های پروانه‌ای.

در تعدادی از تصفیه‌خانه‌های فاضلاب، نوعی تأسیسات فیزیکی به کار می‌رود که باعث تلاطم در هوا شده و بوی ناشی از فاز گازی را کاهش می‌دهد. برای این منظور با موانعی مرتفع (۳/۵ متر) اطراف لاگون‌های ذخیره لجن را حصار کشی می‌کنند. در عمل گازهای بوداری که تحت شرایط ساکن روی لاگون‌ها به وجود می‌آیند، با دور شدن از لاگون‌های ذخیره‌سازی، رقیق می‌شوند که این امر به دلیل تلاطم به وجود آمده توسط حصارها است (Tchobanoglous, 2011).

## ۵-۳-۲- روش‌های شیمیایی برای کنترل بو:

از راه‌های کنترل بو به روش شیمیایی، تنظیم pH است. pH تأثیر مهمی بر روی تغییر شکل سولفید و آمونیاک در محلول‌های آبی دارد. در محلول‌های آبی سولفید ( $S^{2-}$ ) و یون هیدروژن سولفید ( $HS^-$ ) و هیدروژن سولفید ( $H_2S$ ) سه فرم سولفید هستند.  $H_2S$  فرم غالب در pH پایین‌تر از ۶ است. غلظت  $H_2S$  و  $HS^-$  در  $pH=7$  برابر هستند و  $HS^-$  در pH های بالای ۷ فرم غالب سولفید است. در  $pH=12$ ،  $S^{2-}$  ظاهر می‌شود و آمونیوم ( $NH_4^+$ ) به آمونیاک ( $NH_3$ ) تبدیل می‌شود. تقریباً هیچ‌گونه  $NH_3$  در pH کمتر از ۶ وجود ندارد. وقتی pH بالا می‌رود،  $NH_3$  زیاد می‌شود و در  $pH=8$ ،  $NH_3$  ۱۰٪ و در  $pH=9/25$  مقدار آن ۵۰٪ است. بنابراین سولفید و آمونیاک در فرم گازی به ترتیب در pH کمتر از ۶ و بالای ۸ وجود دارند. pH بهینه متانوزن‌ها بین ۶ تا ۷/۵ است. بنابراین تنظیم یا نگه‌داشتن pH بین ۶ تا ۷/۵ تشکیل هیدروژن سولفید و آمونیاک را مهار می‌کند، و این pH اثر مهارکنندگی بر روی باکتری‌های متانوزن ندارد. هیدروکسید سدیم و هیدروکسید منیزیم ۲ ماده شیمیایی برای تنظیم pH هستند، که باعث کاهش تولید آمونیاک و  $H_2S$  می‌شوند. در مقایسه با هیدروکسید منیزیم، هیدروکسید سدیم به علت حلالیت بالای آن بهتر می‌تواند بو را کنترل نماید. اما در ابتدا باید مشخص شود که منشأ بو چیست و بر اساس هر کدام pH مناسب تعیین شود. بنابراین می‌توان با افزایش مقدار PH فاضلاب انتشار  $H_2S$  را کنترل نمود. افزایش PH فاضلاب منجر به کم شدن فعالیت باکتری‌ها شده و شرایط را به سمتی پیش می‌برد که یون سولفید به صورت  $HS^-$  در می‌آید. در اکثر روش‌های کنترل بو که با افزودن مواد شیمیایی به فاضلاب استفاده می‌شود، بقایایی حاصل می‌شود که در نهایت باید دفع شوند. با افزودن هیدروکسید سدیم می‌توان برای کاهش دادن توده‌های بیولوژیکی میکروبی در شبکه‌های فاضلاب شوک ایجاد نمود. PH بالا نیز تشکیل سولفید  $S^{2-}$  را کاهش می‌دهد (Zhang,2013; Sharma,2014).

در ته‌نشینی که به صورت سولفید آهن، سولفید مس و سولفید روی می‌توانند سولفید را ته‌نشین کنند. در مقایسه با دیگر فلزات آهن بیشترین تأثیر را در ته‌نشینی دارد. سه نمک آهن شامل کلرور آهن ( $Fe^{3+}$ )، سولفات آهن و کلرور آهن ( $Fe^{2+}$ ) هستند، که کلرور آهن ( $Fe^{3+}$ ) تأثیر بیشتری در حذف سولفور از فاضلاب دارد و مخلوطی از ( $Fe^{3+}$ ) و ( $Fe^{2+}$ ) بیشترین تأثیر را در حذف سولفور فاضلاب دارند (Zhang,2013).

برای مثال، کلرید آهن و سولفات آهن را می‌توان برای کنترل بوی  $H_2S$  از طریق ایجاد رسوب و ته‌نشینی یون سولفید به صورت سولفید آهن به کار برد. همچنان که با واکنش‌های اکسیداسیون، می‌توان میزان ماده شیمیایی مورد نیاز را تنها از طریق آزمایش در مقیاس کوچک تعیین نمود (Torabiyan,2006).

گاهی اوقات، مواد شیمیایی اضافه شده به فاضلاب، بوی نامطبوع را به بویی که کمتر ناخوشایند است تبدیل می کنند. استفاده از غشایی از مواد شیمیایی با پایه روغن های طبیعی همراه با رایحه های خوش مانند وانیل، انواع مرکبات، کاج یا گل ها متداول هست. ماده شیمیایی پوشش دهنده کافی به فاضلاب اضافه می شود تا بر بوی نامطبوع غلبه کند. در هر حال، مواد شیمیایی پوششی بوهای ناخوشایند را اصلاح نکرده و خنثی نمی کنند. خنثی سازی در واقع پیدا کردن ترکیبات شیمیایی است که می توانند با گازهای بودار که به صورت بخار هستند ترکیب شوند، به طوری که ترکیبات گازی تولید شده بوهای دیگر را خنثی کرده یا بویی با شدت کمتر ایجاد نموده و ترکیبات بودار را حذف می کنند. اگر چه استفاده از پوشش ها و خنثی سازی بو روش های کارآمدی برای مدیریت کوتاه مدت مشکلات بو به شمار می روند، ولی راه حل مدیریتی بوی نامطبوع در طولانی مدت، شناسایی منبع بوها و تکمیل مقادیر اصلاحی آنها است (Zhang, 2013).

اکسیداسیون شیمیایی:

اکسید کردن ترکیبات بودار در فاضلاب یکی از رایج ترین روش های مورد استفاده برای کنترل بو است. کلر، ازن، پراکسید هیدروژن و پرمنگنات پتاسیم از جمله اکسیدان هایی هستند که تاکنون به کار برده شده اند. کلر و ترکیبات اکسیژنه کلر می توانند به فرم یون هیدرو کلراید ( $\text{ClO}^-$ ) در آب تبدیل شوند. هیدرو کلراید حلالیت کمی در آب دارد و می تواند ترکیبات آلی و غیر آلی را اکسید نماید. همچنین کلر، توسعه و رشد لایه توده بیولوژیکی را محدود می کند. عوامل خنثی ساز: ترکیباتی هستند که می توانند به شکل ذرات ریز و میست ها پخش شده تا با ترکیبات بودار واکنش شیمیایی انجام داده و یا آنها را خنثی نمایند.

شستشو با قلیاهای گوناگون: گازهای بودار را می توان از برج های شستشوی شیمیایی طراحی شده، عبور داد تا بوها بر طرف شوند. در صورت بالا بودن سطح دی اکسید کربن، هزینه ها ممکن است بازدارنده باشند.

اکسیداسیون حرارتی: احتراق گازهای خروجی در دمای  $800^{\circ}\text{C}$  تا  $1400^{\circ}\text{C}$  بوها را از بین خواهد برد. در دماهای پایین تر ( $400^{\circ}\text{C}$  تا  $800^{\circ}\text{C}$ ) کاتالیزورها با سوزاندن به کار می روند.

### ۵-۳-۳- روش های بیولوژیکی برای کنترل بو:

مهم‌ترین روش‌های به کار گرفته شده برای حذف سولفید هیدروژن شامل استفاده از جذب سطحی توسط کربن فعال، سوزاندن، اکسیداسیون کاتالیزوری، اسکرابرهای مرطوب و اکسیداسیون حرارتی هست. این روش‌ها اغلب دارای هزینه بسیار زیاد و تولید فرآورده‌های جانبی آلوده هست. همین امر توسعه روش‌های حذف  $H_2S$  در صنایع را محدود کرده است. امروزه استفاده از روش‌های تصفیه زیستی به علت مزایای زیاد، از جمله، هزینه پایین، نیاز به انرژی کم، عدم نیاز به استفاده از مواد شیمیایی و عدم تولید محصولات جانبی آلوده توجه متخصصین را به خود جلب کرده است.

در اوایل قرن بیستم، فرایندهای تصفیه بیولوژیکی کاربرد وسیعی در کنترل آلودگی فاضلاب‌ها و پساب‌های مایع و جامد پیدا کرد. در این میان، نیاز به تکنولوژی‌های مقرون به صرفه در جهت تصفیه گازهای آلوده، محققان را به سمت استفاده از روش‌های زیستی مشابهی برای حذف آلودگی‌های هوا رهنمون کرد. یکی از این روش‌های نوین بیوفیلتراسیون است.

بیوفیلتراسیون یک فن‌آوری جدید جهت کنترل آلاینده‌های هوا با قیمت پایین و بازدهی بالا هست که کاربرد آن به دلیل راهبری ساده و عدم ایجاد مواد زائد دفعی در سال‌های اخیر توسعه قابل توجهی یافته است. برای نخستین بار در تصفیه بوهای ناشی از تصفیه فاضلاب صنایع شیمیایی، واحدهای فرآوری مواد جامد، عملیات کمپوست و واحدهای تبدیل ضایعات پروتئینی بکار گرفته شد. به این ترتیب، چنین سیستمی می‌تواند در تصفیه کامل آلاینده‌هایی که از بخش تصفیه فاضلاب‌های شهری و پساب‌های کارخانه‌ها متصاعد می‌شوند، موفق و کارآمد باشد. ترکیبات معدنی نظیر سولفید هیدروژن و آمونیاک به راحتی تحت واکنش‌های تخریب زیستی بیوفیلترها قرار می‌گیرند (Farchah, 2012).

یک توافق عمومی در خصوص مکانیسم عملکرد انواع بیوفیلترها وجود دارد. بر اساس این مکانیسم، هوای آلوده با سرعت کم از درون بیوفیلتر عبور داده می‌شود و در این میان آلاینده‌های موجود به اعماق بیوفیلیم نفوذ می‌کنند. میکروارگانیسم‌های درون بیوفیلیم آلاینده‌ها را توسط واکنش‌های زیستی به ترکیبات بی‌خطر تبدیل می‌کنند. بسیاری از بیوفیلترها به شکل هوازی هستند. بنابراین اکسیژن و مواد مغذی که در آب یا بیوفیلیم حل شده، به میکروارگانیسم‌ها می‌رسد. آلاینده‌ها در طی این واکنش‌ها به آب، دی‌اکسید کربن و توده زیستی تبدیل می‌شوند (Mehrara, 2011).

انواع گونه‌های میکروبی، دانسیته جمعیتی آنها، تبدیلات داخل سلولی که به‌عنوان کاتالیزور فرآیند عمل می‌کنند و برهم‌کنش هریک از این گونه‌ها با محیط اطراف و با یکدیگر، نقش اساسی در عملکرد بیوفیلتراسیون دارند. بیوفیلتر یک سیستم پیوسته بیولوژیکی است. برخی از میکروارگانیسم‌ها در سطح لایه زیستی فعالیت بیشتری دارند، درحالی‌که بعضی دیگر در عمق‌های پایین‌تر لایه زیستی کارایی بهتری از خود نشان می‌دهند و گروهی باید در فیلم آب واقع در سطح خارجی لایه زیستی به حالت شناور باشند (Park, 2001; Massodinejad, 2010).

در تحقیقی از بیوفیلترها برای حذف هم‌زمان سولفید هیدروژن و آمونیاک به ترتیب از تیوباسیلوس تیوپاروس و باکتری‌های نیتریفایر استفاده کردند و توانستند با راندمان حذف ۹۲ درصد برای آمونیاک و ۹۹/۹ درصد برای سولفید هیدروژن به موفقیت بزرگی دست یابند (Kim, 2002; Massodinejad, 2010).

در مطالعه‌ای مخلوط تیوباسیلوس تیوپاروس و نیتروزموناس به ترتیب برای سولفید هیدروژن و آمونیاک از محل دامداری‌ها و لاگون‌های بی‌هوازی فاضلاب استفاده شدند، که راندمان حذف بالاتر از ۹۵ درصد داشتند. همچنین از سودوموناس پوتیدا برای حذف سولفید هیدروژن و آرتروباکتر اکسیدانس برای حذف آمونیاک استفاده شدند، که راندمان ۹۰ درصد داشته‌اند. از باکتری تیوباسیلوس تیوپاروس برای تصفیه گاز خروجی حاصل از تصفیه‌خانه فاضلاب استفاده شد که میانگین راندمان حذف سولفید هیدروژن ۹۹/۸ درصد به دست آمد (Massodinejad, 2010). در یک تحقیق دیگر برای حذف آمونیاک از باکتری‌های نیتریفایر استفاده گردید که به راندمان ۷۰ درصد دست یافتند (Togashi, 2002; Massodinejad, 2010).

در یک بیوفیلتر، مکانیسم واکنش شبیه به بیوفیلم است، در این مکانیسم در طی سه مرحله واکنش در درون سوبسترا ابتدا ماده شیمیایی در فاز گاز بین حد فاصل جریان گاز و فضای حفره‌ای در بستر جامد از محیط بیوفیلم عبور می‌کند، سپس مواد شیمیایی در بیوفیلم به اجتماع به‌هم‌پیوسته میکروارگانیسم‌ها نفوذ می‌کند و سرانجام میکروارگانیسم‌ها انرژی موردنیاز خود را از اکسیداسیون مواد شیمیایی به‌صورت سوبسترای اولیه یا کومتابولیسم به دست می‌آورند. در این فرآیند به‌صورت هم‌زمان نفوذ و مصرف مواد مغذی مانند نیتروژن، فسفر، گوگرد و اکسیژن بین محیط بیوفیلم و هوای در حال عبور اتفاق می‌افتد. در صورت طراحی مناسب در یک بیوفیلتر حداکثر حذف آلاینده انجام و تبدیل به آب، نمک و بیومس می‌گردد. عمده‌ترین فعالیتی که در راستای توسعه بیوفیلترها در صنایع



صورت گرفته است حذف ترکیبات مولد بو مانند هیدروژن سولفور، سایر ترکیبات سولفوردار مانند مرکاپتانها، ترکیبات حاوی نیتروژن مانند متانتیولها یا آمونیاک بوده است. گونه‌های میکروبی از جنس تیوباسیلوس و هیفومیکروبیوم تجزیه‌کننده‌های بسیار مطلوب برای حذف سولفورها در بیوفیلتر هستند. همچنین ترکیبات فرار آلی نیز توسط میکروارگانیسم‌های تخصص‌یافته قابل تصفیه می‌باشند، این ترکیبات شامل آلیفاتیک‌های هالوژن دار و غیرهالوژنه و آلاینده‌های آروماتیک هستند (Massoudinejad, 2011).

در روش بیولوژیکی بوها به وسیله پوشش‌های فیزیکی جمع‌آوری می‌شوند و در نهایت هنگام خروج وارد بیوفیلترها می‌شوند. این بیوفیلترها از تراشه‌های چوب و پلیمرها پوشیده شده‌اند. هم‌زمان با عبور ترکیبات بودار از این بیوفیلترها، میکروارگانیسم‌های رشد یافته روی آنها این ترکیبات بودار را به ترکیبات دیگر که بد بو نیستند تبدیل می‌کنند. جذب فیزیکی و تجزیه بیولوژیکی از دلایل کنترل بو به وسیله بیوفیلترها هستند. باکتری‌های غالبی که بو را به وسیله بیوفیلترها کنترل می‌کنند گونه‌های تیوباسیلوس‌ها و باسیلوس‌ها هستند. این دو گونه  $H_2S$  را در بیوفیلترها تجزیه می‌کنند. گونه‌های پاراکوکوس و انتروباکترها نیز ترکیبات فرار آلی را تجزیه می‌کنند. سودوموناس‌ها به طور هم‌زمان  $H_2S$  و  $NH_3$  را تجزیه می‌کنند (Anet, 2013).

صافی‌های چکنده بیولوژیکی: صافی‌های چکنده بیولوژیکی شبه بیوفیلترها هستند. با این تفاوت که با استفاده از سیستم‌هایی شبیه آب‌پاش‌های مایعی (مثل پساب خروجی تصفیه‌شده) به‌طور مداوم یا متناوب برای تأمین رطوبت روی بستر صافی پخش می‌شوند. این مایع دوباره برگشت داده شده و مواد مغذی آن اضافه می‌شود. از آنجاکه هنگام خروج گاز در صافی، آب هم از دست می‌رود، لذا آب مورد نیاز باید به هر شکل تأمین گردد. به‌طور مشابه، به دلیل بالا رفتن نمک‌ها در آب بازیابی شده، یک جریان رو به پایین مورد نیاز است. برای بستر فیلترهای چکنده بیولوژیکی کمپوست ماده مناسبی نیست، زیرا درون آن آب انباشته شده و به این ترتیب حرکت آزادانه هوا در صافی محدود می‌شود. نمونه مواد بستر صافی عبارت‌اند از:

حلقه‌های پلاستیکی و لاستیکی، قلوه‌سنگ و کربن فعال دانه‌ای (Tchobanoglous, 2011).

از روش‌های دیگر برای کنترل بیولوژیکی بو در فاضلاب، هوادهی است. کلید کاهش بو در فاضلاب، نگه‌داشتن تعادل تولید اسید به‌وسیله باکتری‌های اسیدساز و مصرف اسید به وسیله متانوژن‌ها برای تولید متان و  $CO_2$  است. هوادهی

باعث کاهش گازهای ازته مثل آمونیاک، گاز نیتروژن و اکسید نیتروژن می شود که در میان آنها آمونیاک مهم ترین گاز تولیدکننده بو در فاضلاب است. کاهش pH و هوادهی می تواند باعث کاهش آمونیاک شود. هوادهی در سطح باعث رشد بیشتر باکتری های هوازی شده و بوهای تولیدشده از باکتری های بی هوازی در عمق لاگون هنگام خارج شدن از سطح توسط باکتری های هوازی تجزیه شده و به ترکیبات دیگر با بوی کمتر تبدیل می شود (Chang, 2005).

یکی از روش هایی که جهت ارتقاء پساب خروجی از برکه های تکمیلی تصفیه خانه های فاضلاب مورد استفاده قرار می گیرند فیلترهای سنگی می باشند، که هزینه ساخت و نگهداری آنها پایین بوده، و راندمان خوبی در حذف آمونیاک دارند. استفاده از سنگ های آتشفشانی، به دلیل ناصافی در سطح و تأمین محیط مناسب برای فعالیت باکتری های با رشد چسبیده و تشکیل بیوفیلم مناسب می باشند. تشکیل بیوفیلم باعث نیتروژنیکاسیون پساب عبوری از فیلترها شده و آمونیاک موجود در پساب را به نیترات تبدیل می کند (Ehrampoush, 2009; Morgan-Sagastume, 2008).

درختان با فعالیت های تنفسی خود به تصفیه هوا کمک می کنند. با پوشش بخش های اصلی بوزا در تصفیه خانه می توان مانع از انتشار بو شد. همچنین با افزایش جاذب های بو می توان میزان انتشار بو را کم کرد. هوادهی مکانیکی فاضلاب در کاهش بو مؤثر است. انتقال لجن آگیری شده به کارخانه تولید کمپوست هم از راه های کاهش مؤثر در بو هست (Stellacci, 2010).

در بسیاری از موارد با تمیز نمودن تأسیسات فاضلاب و خارج نمودن دانه های شن و لجن اضافی و راهبری بهینه می توان تولید بو را در تأسیسات فاضلاب به طور چشمگیری کاهش داد. در بعضی موارد می توان با وارد کردن هوای تمیز بیرون، و یا بر عکس با خارج نمودن هوای آلوده در تأسیسات سرپوشیده میزان آلاینده های بوزا را رقیق نمود.

بالا بودن بار هیدرولیکی وارده به تصفیه خانه، نسبت به بار هیدرولیکی طراحی شده و همچنین کاهش زمان ماند فاضلاب نسبت به زمان ماند طراحی شده، به دلیل عدم تخلیه لجن ته نشین شده در لاگون ها، می تواند در راندمان تصفیه خانه اثر گذاشته و ایجاد شرایط برای تولید گازهای بودار را فراهم نماید (Ehrampoush, 2009).

چنانچه به جزئیات طراحی از قبیل استفاده از ورودی ها و سرریزهای مستغرق، حذف برش های هیدرولیکی در لوله گذاری ها و کانال های جریان ورودی، حذف شرایط فیزیکی مولد تلاطم، بارگیری مناسب فرایند، کنترل منابع بو،

تصفیه گاز خروجی خوب توجه شود، می‌توان انتشار عادی بوها را در تصفیه‌خانه‌ها به حداقل رساند (Tchobanoglous, 2011).

مخازن هوادهی لجن فعال: گازهای بودار را می‌توان به مخازن هوادهی لجن فعال وارد کرد تا ترکیبات بودار از بین بروند.

صافی‌های کمپوست: گازها را می‌توان از بسترهای فعال بیولوژیکی کمپوست عبور داد تا بوها از بین برود.

صافی‌های شن و خاک: گازها را می‌توان از بسترهای شن و خاک عبور داد تا بوها از بین برود.

بایستی از احداث شبکه‌های فاضلاب با شیب کم که فاضلاب مدت‌زمان طولانی در آن می‌ماند و سرعت مصرف اکسیژن بالا می‌رود خودداری شود. همچنین با توجه به محاسبه سرعت مصرف اکسیژن می‌توان فاصله‌ای که اکسیژن محلول فاضلاب به اتمام می‌رسد و شرایط مناسب جهت احیاء سولفات پیش می‌آید را تعیین نمود و تمهیدات لازم جهت پیشگیری از تولید سولفید هیدروژن با استفاده از مواد اکسیدکننده، تزریق اکسیژن، هوادهی و یا سایر روش‌های پیشگیری از افزایش سولفید هیدروژن را انجام داد، تا از خسارات ناشی از بوی بد ناشی از آن و خوردگی بیولوژیکی لوله‌ها توسط آن جلوگیری به عمل آید (Mesdaghiniya, 2003).

از اتصال فاضلاب تعمیرگاه‌ها و صنایع کوچک داخل شهر به شبکه جمع‌آوری فاضلاب شهری جلوگیری کنیم. همچنین شیب مناسب طراحی نیز رعایت شود، چون عدم طراحی نامناسب نیز می‌تواند دلیل دیگری برای افزایش میزان غلظت سولفید هیدروژن باشد که باعث راکد شدن فاضلاب و توسعه شرایط بی‌هوایی و در نتیجه تولید بیشتر سولفید هیدروژن می‌شود (Nadafi, 2010).

حفظ شرایط هوایی از طریق افزودن پر اکسید هیدروژن، اکسیژن خالص یا هوا در نقاط مهم شبکه جمع‌آوری و لوله‌های طولانی اصلی.

شبکه‌های فاضلاب: مسدود کردن راه‌های دسترسی موجود (منهول‌ها)، عدم استفاده از سازه‌هایی که تلاطم را به وجود آورده و بخار سازی را افزایش می‌دهند. تهویه مجرای فاضلاب که فشار مثبتی برای تجهیزات کنترل بو فراهم می‌کند.

متعلقات شبکه فاضلاب: جدا کردن و پوشاندن متعلقات موجود.

ایستگاه‌های پمپاژ: خالی کردن گازهای بودار حاصل از چاهک‌های ورودی به واحد تصفیه. استفاده از پمپ‌هایی با سرعت متغیر برای کاهش اندازه چاهک‌های ورودی.

آشغال‌گیر میله‌ای: پوشاندن واحدهای موجود، کاهش افت فشار در بین میله‌ها.

آشغال‌خردکن‌ها: پوشاندن واحدهای موجود، استفاده از آشغال‌خردکن‌های محصور.

پارشال فلوم: پوشاندن واحدهای موجود، استفاده از وسیله اندازه‌گیری.

دانه گیر: پوشاندن محفظه‌های دانه‌های هوادهی شده. کاهش تلاطم در دانه‌گیرهای با جریان افقی، پوشش در صورت لزوم، از بکار بردن دانه گیر هوادهی شده اجتناب شود.

حوضچه‌های یکنواخت سازی: پوشاندن واحدهای موجود. استفاده از همزن‌های شناور و کاهش دادن جریان هوا.

مخازن تغلیظ لجن اولیه و ثانویه: پوشاندن واحدهای موجود. جایگزین کردن تیغه‌های سرریز، با سرریزهای شناور.

تصفیه بیولوژیکی: پوشاندن واحدهای موجود، استفاده از همزن‌های شناور و کاهش سرعت هوادهی.

مخازن تغلیظ لجن: پوشاندن واحدهای موجود.

کانال‌های انتقال: استفاده از کانال‌های انتقال محصور

از روش‌های کنترل بو ایجاد فواصل میانگیر است. به‌طور متوسط فاصله ۷۰ تا ۵۰۰ متری بین منبع تولید بو و مناطق مسکونی می‌تواند باعث رقیق شدن گازهای مولد بوهای نامطبوع شده و میزان آن را تا حد زیادی کاهش دهد. این فاصله به نوع واحد تولیدکننده بو و شرایط آب و هوایی بستگی دارد. گازها را می‌توان برای کاهش میزان بوی آنها با هوای تازه مخلوط کرد، تا رقیق شده و در اتمسفر پراکنده شوند. برای زدودن بوهای نامطبوع می‌توان از برج‌های خاص استفاده نمود. به‌طورمعمول، برج‌ها را از مواد پلاستیکی مختلف پر می‌کنند. موجودات ذره‌بینی تحت شرایط خاص قادر به رشد بر روی این پلاستیک‌ها بوده و مواد بوزای موجود در هوای عبوری را جذب و تجزیه می‌کنند. این برج‌ها برای تخریب زیستی سولفید هیدروژن و آمونیاک مؤثر می‌باشند (Talaiekhosani, 2016).

## ۵-۳-۴- راهکارهای کنترل بو در شبکه جمع آوری فاضلاب شهر قزوین:

- ۱- محصور نمودن کلیه خطوط جمع آوری و انتقال؛ همچنین جلوگیری از احداث شبکه های جمع آوری فاضلاب با شیب کم در راستای جلوگیری از زمان طولانی در شبکه جمع آوری (Mesdaghiniya, 2003).
- ۲- از اتصال فاضلاب تعمیرگاه ها و تأسیسات کوچک داخل شهر به شبکه جمع آوری فاضلاب شهری به خصوص در مناطقی که اعتراضات مردمی از بوهای نامطبوع وجود دارد همانند، منطقه راه آهن جلوگیری گردد.
- ۳- حفظ شرایط هوازی از طریق افزودن پر اکسید هیدروژن، و یا هوا در نقاط تولید بوهای نامطبوع در شبکه جمع آوری و لوله های طولانی اصلی مثل مناطق راه آهن، چهار راه عمران و سایر نقاطی که میزان غلظت بوهای ناشی از گازهای معدنی بالاتر از حد آستانه بویایی تشخیص داده شده است.
- ۴- استفاده از اکسیدان کلر و سایر ترکیبات آن در شرایط اضطراری جهت کنترل بوهای نامطبوع با توجه به پتانسیل این اکسیدان در تولید محصولات جانبی خطرناک.

### ۵-۳-۵- راهکارهای کنترل بو در تصفیه‌خانه فاضلاب شهر قزوین:

- ۱- آشغال گیر میله‌ای: نظافت منظم اطراف آشغال گیرها و کاهش افت فشار در بین میله‌ها با تمیز کردن منظم آنها
- ۲- برکه‌های تصفیه فاضلاب:
  - نصب هواده مکانیکی شناور در سطح برکه‌های موجود جهت تقویت فرایندهای تصفیه زیستی. این کار باعث بهبود فرایند تصفیه هوازی شده و ترکیبات معدنی و تا حدودی آلی را اکسید نموده و از انتشار گازهای بودار در اطراف تصفیه‌خانه جلوگیری می‌نماید. همچنین با انجام این کار، راندمان کلی تصفیه‌خانه بهبود خواهد یافت و در صورت بهره‌برداری مناسب، پساب خروجی در طی سال‌های آینده در حد استانداردهای تخلیه پساب به محیط‌زیست خواهد بود.
  - جمع‌آوری مواد شناور از سطح و کناره‌های برکه‌ها و دفن آنها.
- ۳- درختکاری در اطراف تصفیه‌خانه جهت تصفیه هوا و جلوگیری از انتشار گسترده گازهای مولد بوی متصاعد شده از واحدهای تصفیه‌خانه.
- ۴- تمیز نگه‌داشتن واحدهای مختلف تصفیه‌خانه از قبیل آشغال گیرها و نظافت اطراف تصفیه‌خانه و ایستگاه پمپاژ.
- ۵- نصب هواده روی برکه‌ها و تبدیل به لاگون هواده‌ای انجام شود که البته هزینه برق مصرفی و نگهداری و تعمیرات را به دنبال دارد.
- ۶- جمع‌آوری گازهای متصاعد شده و تصفیه آنها توسط بیوفیلتر که به دلیل هزینه بالای اجرا و بهره‌برداری به عنوان آخرین راهکار پیشنهاد می‌گردد.

## **۵-۴-پیشنهاها:**

این مطالعه روی تصفیه‌خانه از نوع برکه تثبیت و شبکه جمع‌آوری فاضلاب در اقلیم نیمه‌خشک و سرد انجام شده و شایسته است که مطالعات دیگری روی سایر تصفیه‌خانه‌ها و در اقلیم‌های دیگر نیز انجام گیرد.

- Anet, B., M. Lemasle, C. Couriol, T. Lendormi, A. Amrane, P. Le Cloirec, et al. (2013). "Characterization of gaseous odorous emissions from a rendering plant by GC/MS and treatment by biofiltration." *Journal of Environmental Management* **128**: 981-987.
- Armstrong, S. R. Green, L.C. (2004). "Is Ambient Hydrogen Sulfide A Risk To Human Health?" *Proceedings of the Water Environment Federation*(3): 118-126.
- Asilian, H., Mortazavi, SB., Kazemian, H., Phaghiehzadeh, S., Shahtaheri, S and Salem, M. (2002). "Removal of ammonia from air using Iranian natural (clinoptilolite) zeolites." *Chemical Engineering* **21**(2): 1-9. (In Persian).
- Bhawan, P. Nagar, A. (2008). "Guidelines on odour pollution & its control." Central Pollution Control Board. Ministry of environmental & forests, Govt. of India. Delhi.
- Bitton, G. (2005). *Wastewater microbiology*, John Wiley & Sons.
- Busca, G. Pitarino, C. (2003). "Abatement of ammonia and amines from waste gases: a summary." *Journal of Loss Prevention in the Process Industries* **16**(2): 157-163.
- Capelli, L., S. Sironi, R. Del Rosso and P. Céntola. (2009). "Predicting odour emissions from wastewater treatment plants by means of odour emission factors." *Water Research* **43**(7): 1977-1985.
- Capelli, L., S. Sironi, R. Del Rosso, P. Céntola, A. Rossi and C. Austeri. (2011). "Odour impact assessment in urban areas: case study of the city of Terni." *Procedia Environmental Sciences* **4**: 151-157.
- Capelli, L., S. Sironi, R. D. Rosso and J.-M. Guillot. (2013). "Measuring odours in the environment vs. dispersion modelling." *Atmospheric Environment* **79**: 731-743.
- Çelen, E. Kilic, M.A. (2004). "Isolation and characterization of aerobic denitrifiers from agricultural soil." *Turk J Biol* **28**(1): 9-14.
- Chang, J.-S., M. Abu-Orf and S. K. Dentel. (2005). "Alkylamine odors from degradation of flocculant polymers in sludges." *Water Research* **39**(14): 3369-3375.
- Cho, K.-S., M. Hirai and M. Shoda. (2004). "Enhanced removal efficiency of malodorous gases in a pilot-scale peat biofilter inoculated with *Thiobacillus thioparus* DW44." *Journal of fermentation and bioengineering* **73**(1): 46-50.
- Chung, Y.-C., C. Huang, C.-P. Tseng and J. R. Pan. (2000). "Biotreatment of H<sub>2</sub>S and NH<sub>3</sub>-containing waste gases by co-immobilized cells biofilter." *Chemosphere* **41**(3): 329-336.
- Clidence, D. Shissler, D. (2008). "Elimination of Odor and Hydrogen Sulfide Gas by Superoxygenation of the Bluebird Force Main in Laguna Beach, California." *Proceedings of the Water Environment Federation* ,(4): 815-825.



De Santis, F., I. Allegrini, R. Bellagotti, F. Vichi and D. Zona. (2005). "Development and field evaluation of a new diffusive sampler for Hydrogen Sulphide in the ambient air." *Analytical and Bioanalytical Chemistry* **384**(4): 897-901.

Easter, C., C. Quigley, P. Burrowes, J. Witherspoon and D. Apgar. (2005). "Odor and air emissions control using biotechnology for both collection and wastewater treatment systems." *Chemical Engineering Journal* **113**(2-3): 93-104.

Ehrampoush, M. H., Ghaneian, M., Hashamzadeh. B., Mokhtari, M., Jamal, A., and Fallahzadeh, H. (2009). "Study of the Efficiency of Volcanic Rock Bed Filters in Enhanced Ammonia and Fecal Coliform Removal From Khoy Wastewater Treatment Plant." *Sunrise Health Yazd* **7**(4): 14-22. (In persian).

Farchah, A. Heydarian, S.M. (2012). "The removal of hydrogen sulfide by trickling biofilter." *Journal of Biotechnology and Applied Microbiology* **1**(1): 87-101. (In persian).

Ghiyasuddin, M. (2007). air pollution, Tehran University. (In persian).

Guisasola, A., K. R. Sharma, J. Keller and Z. Yuan. (2009). "Development of a model for assessing methane formation in rising main sewers." *Water Research* **43**(11): 2874-2884.

Hvitved-Jacobsen, T., J. Vollertsen, C. Yongsiri, A. Nielsen and S. Abdul-Talib. (2002). Sewer microbial processes, emissions and impacts. 3rd International Conference on sewer processes and networks, April.

Kim, H., Y. J. Kim, J. S. Chung and Q. Xie. (2002). "Long-Term Operation of a Biofilter for Simultaneous Removal of H<sub>2</sub>S and NH<sub>3</sub>." *Journal of the Air & Waste Management Association* **52**(12): 1389-1398.

Kim, H., H. Lee, J. Shin and I. Choi. (2012). "Evaluation of the Effectiveness of Five Odor Reducing Agents for Sewer System Odors Using an On-Line Total Reduced Sulfur Analyzer." *Sensors* **12**(12): 16892-16906.

Kim, J. H., E. R. Rene and H. S. Park. (2007). "Performance of an immobilized cell biofilter for ammonia removal from contaminated air stream." *Chemosphere* **68**(2): 274-280.

Kindzierski, W. B., P. Chelme-Ayala, M. G. El-Din and W. B. E. Association. (2009). Ambient Air Quality Data Summary and Trend Analysis, University of Alberta, School of Public Health.

Lodge, J. James, P. (1990). Methods of air sampling and analysis, CRC Press:379-381.

Maghanlo, G. M., Fatehi, E., and Saedy, S., (2013). "Remove hydrogen sulfide from industrial wastewater using Ayrlyft biofilm reactor Suspension." *Journal of Civil and Environmental Engineering* **73**(4). (In persian).

Massodinejad, M. R., Amoozegar, M. A., Adibzadeh, A., Khatibi, M. and Leili, M., (2010). "The Evaluation of Acclimate Thiobacillus thioparus in Removal Hydrogen Sulfide for Air Polluted." **23**(6): 799-807. (In persian).

Massoudinejad, M.R., Khatibi. M., Adibzadeh, A., and Amini. H., (2011). "An evaluation of compost efficiency at Hydrogen sulfide elimination of the air in pilot plant." 1-14. (In persian).

Mehrara, F., Talaie, M. R., and Asadolahi, M. A., (2011). "The Mathematical Modeling of Biofilter Performance in Hydrogen Sulfide Removal from Air Streams." Journal of research health system **7**(2). (In persian).

Mesdaghiniya, A., Dindarlo, K., and Naddafi, K., (2003). "Consumption amount of dissolved oxygen in the sewage network lines." Hormozgan University of Medical Sciences **6**(3): 23-27. (In persian).

Modaressi, Z. K., Bazargan, R., and Bakhteyari, F., (2012). "Study of microbial corrosion of concrete sewer city marvedasht evaluated with respect to the concentration Hydrogen sulfide." New Products Magazine **2**(4): 97-104. (In persian).

Morgan-Sagastume, J. Nogola, A. (2008). "Evaluation of an aerobic submerged filter packed with volcanic scoria." Bioresource technology **99**(7): 2528-2536.

Morris, B., M. Jacobs, M. Braverman and S. Hochheiser (1957). "Ultramicrodetermination of sulfides in air." Analytical Chemistry **29**(9): 1349-1351.

Moussavi, G., Naddafi, K., Mesdaghinia, A., and Deshusses, M. A. (2007). "The removal of H<sub>2</sub>S from process air by diffusion into activated sludge" Environmental Technology **28**: 987-993. (In persian).

Nadafi, K., Davil, M. F., Mahvi, A.M., Younesian, M., Nabizadeh, R., and Mazloomi, S. (2010). "Measurement of H<sub>2</sub>S and ORP in Ray Main Sewers." water and wastewater **4**. (In persian).

Nikpey, A. (2011). Air sampling and instrumental analysis methods, Fanavaran. (In persian).

Omidi, L., Jafari, M., Rezazadehazari, M., Massoudinejad, M., and Namdari, M., (2014). "Chemical Absorption of Ammonia from Air in a Packed Tower." Health magazine **6**(2): 218-225. (In persian).

Omri, I., F. Aouidi, H. Bouallagui, J.-J. Godon and M. Hamdi (2013). "Performance study of biofilter developed to treat H<sub>2</sub>S from wastewater odour." Saudi journal of biological sciences **20**(2): 169-176.

Park, B.-G., W.-S. Shin and J.-S. Chung (2008). "Simultaneous Biofiltration of H<sub>2</sub>S, NH<sub>3</sub> and Toluene using an Inorganic/Polymeric Composite Carrier." Environmental Engineering Research **13**(1): 19-27.

Park, S., S. Nam and E. Choi (2001). "Removal of odor emitted from composting facilities using a porous ceramic biofilter." Water Science & Technology **44**(9): 301-308.

Parkhurst. Pomeroy. (2008) .sewer design guidelines.

Qian, L. Lancaster, J.R. (2013). "Chemical foundations of hydrogen sulfide biology." *Nitric Oxide* **35**: 21-34.

Ronaghi, H., Shahmansori, Reza., Bina, B., and Movahediyani, H. (2014). "Biological treatment gas mixture of hydrogen sulfide and ammonia from the gas stream contaminated with unsure bed in hard plastic and compost biofilter system." *Journal of chemicals in the environment*: 49-58. ( In persian).

Salem, A. A., Soliman, A. A., and El-Haty, I. A. (2009). "Determination of nitrogen dioxide, sulfur dioxide, ozone, and ammonia in ambient air using the passive sampling method associated with ion chromatographic and potentiometric analyses." *Air Quality, Atmosphere & Health* **2**(3): 133-145.

Salvato, J. A., N. L. Nemerow and F. J. Agardy. (2003). *Environmental engineering*, John Wiley & Sons.

Santos, J. M., V. Kreim, J.-M. Guillot, N. C. Reis, L. M. de Sá and N. J. Horan. (2012). "An experimental determination of the H<sub>2</sub>S overall mass transfer coefficient from quiescent surfaces at wastewater treatment plants." *Atmospheric Environment* **60**: 18-24.

Sather, M. E., J. Mathew, N. Nguyen, J. Lay, G. Golod, R. Vet, et al. (2008). "Baseline ambient gaseous ammonia concentrations in the Four Corners area and eastern Oklahoma, USA." *Journal of Environmental Monitoring*.

Shahmansouri, M., Taghipour, H., Bina, B., and Movahdian, H. (2005). "Biological removal of ammonia from contaminated air streams using biofiltration system." *Journal of Environmental Health Science & Engineering* **2**(2): 17-25. (In persian).

Sharma, K., N. Derlon, S. Hu and Z. Yuan. (2014). "Modeling the pH effect on sulfidogenesis in anaerobic sewer biofilm." *Water Research* **49**: 175-185.

Shojaosadati, S. A. Seifi, A. (2001). "The performance of compost biofilter for Hydrogen sulfide removal from contaminated air." *Esteghlal* **20**(1): 43-53. (In persian).

Shokri, d., Emtiazi, G., and Abbasi, S. (2011). "Investigation of free ammonium production by bacteria in nitrogen fixation process." *Journal of Agriculture* **93**: 93-103. (In persian).

Son, H.-K., E.-C. Jeon and J.-H. Sa. (2009). "Emission characteristics and factors of selected odorous compounds at a wastewater treatment plant." *Sensors* **9**(1): 311-326.

Srivastava, A., A. Joseph and S. Devotta. (2006). "Volatile organic compounds in ambient air of Mumbai—India." *Atmospheric Environment* **40**(5): 892-903.

Stellacci, P., L. Liberti, M. Notarnicola and C. N. Haas. (2010). "Hygienic sustainability of site location of wastewater treatment plants." *Desalination* **253**(1-3): 51-56.

Talaiekhosani, A., Bagheri, M., Goli, A., and Khoozani, M. R. T. (2016). "An overview of principles of odor production, emission, and control methods in wastewater collection and treatment systems." *Environmental Management*: 189-206. (In persian).

- Tchobanoglous, G., F. L. Burton and S. H. David. (2011). Wastewater engineering.
- Togashi, I., M. Suzuki, M. Hirai, M. Shoda and H. Kubota. (2002). "Removal of  $\text{NH}_4^+$  by a peat biofilter without and with nitrifier." *Journal of fermentation technology* **64**(5): 425-432.
- Torabiyan, A., Amirhesam, H., and Leyly, S. (2006). "Check the chemical composition of ferrous sulfate, ferric chloride, calcium hypochlorite The removal of hydrogen sulfide industrial wastewater." *Environmental Science and Technology* **10**(4). (In persian).
- Yost, M. (2007). "Ammonia and Liquid Ammonia Solutions." *Systematic Inorganic Chemistry*: 132-141.
- Zarandi, S. M., Massoudinejad, M. R. and Tehrani, A. M. (2012). "Investigation the Efficiency of Biological filters for Ammonia removal.": 1-14. (In persian).
- Zhang, X. L., S. Yan, R. D. Tyagi and R. Y. Surampalli. (2013). "Odor control in lagoons." *Journal of Environmental Management* **124**: 62-71.

## پیوست ها:

پیوست شماره ۱: نمونه فرم جمع‌آوری اطلاعات انتشار بو در شبکه جمع‌آوری فاضلاب شهر قزوین.

(۱) کدام پارامتر بیشترین نقش را در سلب آسایش مردم منطقه دارد؟

☐ ساخت و ساز ساختمان های مجاور

☐ رفت و آمد ماشین ها

☐ بوی ناشی از فاضلاب

(۲) در چه ساعاتی از شبانه‌روز مشکل بو بیشتر احساس می‌شود؟

☐ صبح

☐ ظهر

☐ عصر

☐ شب

☐ تمام ساعات شبانه‌روز

(۳) در چه فصلی از سال شدت بو بیشتر است؟

☐ بهار

☐ تابستان

☐ پاییز

☐ زمستان

(۴) چه نوع بویی بیشتر استشمام می‌کنید؟

☐ بوی تخم‌مرغ گندیده

☐ بوی ادرار

☐ بوی مردار

☐ بوی مدفوع

☐ بوی راسو یا ماهی گندیده

☐ سایر با ذکر مورد

(۵) معطل بو چه مشکلاتی را برای زندگی شما ایجاد کرده است؟

☐ مشکل روانی

☐ مشکل جسمی

☐ مشکل اجتماعی

☐ مشکل اقتصادی

☐ سایر موارد (با ذکر مورد)

(۶) به طور متوسط چند ساعت در روز در معرض بوی ناخوشایند قرار می گیرید؟

☐ کمتر از ۳ ساعت      ☐ بین ۳-۵ ساعت      ☐ بین ۵-۱۰ ساعت      ☐ کلیه ساعات شبانه روز

(۷) در چه شرایط آب و هوایی شدت بو بیشتر است؟

☐ بارندگی

☐ آفتابی

☐ وزش باد

☐ روزهای گرم سال

☐ روزهای سرد سال

☐ سایر موارد با ذکر نوع

۸) به نظر شما مشکل بو تا چه حدی می‌تواند خطرناک باشد؟

کم ☐ متوسط ☐ نسبتاً زیاد ☐ زیاد ☐

۹) در صورت وجود مشکل بو به کدام سازمان مراجعه می‌نمایید؟

☐ مرکز بهداشت

☐ شهرداری

☐ آب و فاضلاب شهری

☐ نیروی انتظامی

۱۰) آیا شرکت آب و فاضلاب استان در جهت رفع مشکل بو اقدام عاجل می‌نماید؟

☐ بلی سریعاً

☐ تا حدودی

☐ به ندرت

☐ هیچ وقت

۱۱) علل بالا زدگی فاضلاب در منزل یا کوچه و خیابان را در چه می‌دانید؟

☐ بارندگی شدید

☐ بارندگی ملایم

☐ افتادن وسایل حجیم در لوله

☐ سایر موارد

● در صورت وجود هر گونه مشکل احتمالی موارد را ذکر نمایید.

## **Abstract:**

## **Background:**

Odors are one of the problems of water and wastewater treatment, especially in the vicinity of residential areas. Hydrogen sulfide and ammonia, mineral compounds in waste water treatment plants are odorous. These gases have negative effects on humans and the environment. Therefore, the present study entitled "Survey on minerals odorous gases in wastewater treatment plant and sewerage network of Qazvin city and propose a solution in order to odor control" was done in the Faculty of Health Qazvin University of Medical Sciences.

## **Method:**

At first, Field visits were done. Sampling stations are selected in four geographical directions with regard to permanent trade winds that are zero, two and four kilo meters from the plant to Residential settlements were never around. To determine the sampling stations in the sewerage network was used from the relationship Pomeroy equation and the idea experts that using a number questionnaire. Jacob and Indophenol method from the standard methods book were used for measuring the concentration of hydrogen sulfide and ammonia gases.

## **Results:**

The results of Anova analysis showed that hydrogen sulfide and ammonia emissions are significant and produce more scent in the warm seasons with  $p\text{-value} = 0.011$  for ammonia and  $p\text{-value} = 0.004$  for hydrogen sulfide in the wastewater Treatment Plant. The results of Anova analysis also showed that hydrogen sulfide and ammonia emissions are significant in the warm seasons with  $p\text{-value} = 0.001$  for ammonia and  $p\text{-value} = 0.006$  for hydrogen sulfide and the maximum emissions in summer. Also, the results of Anova analysis showed a significant relationship between the concentration of ammonia and the plant sampling sites with  $p\text{-value} = 0.000$ . While the relationship between the concentration of hydrogen sulfide gas and sampling stations is not significant with  $p\text{-value} = 0.179$ . Also the results of Anova analysis showed a significant relationship between the concentration of ammonia and sampling stations in the sewerage network with  $p\text{-value} = 0.001$ . While the result of this test for the concentration of hydrogen sulfide and sampling stations in the sewerage network with  $p\text{-value} = 0.095$ , is not significant.

## **Conclusion:**

The data obtained from this study compared to standard values for the threshold odor show that hydrogen sulfide and ammonia gas concentrations have been in the range of odor threshold in the evening especially except winter season. The results also showed the odor is created a lot, in spring and summer seasons in sewerage network. The odor was created in Omran crossroads, Bonyad crossroads, Railway Ave, University Ave and Hadiabad stations, caused by emissions of ammonia and hydrogen sulfide. While the odor was created in Minoodar station, caused by emission of hydrogen sulfide.

## **Keywords:**

Wastewater treatment plant, Sewer networks, Odo, Hydrogen sulfide, Ammonia, Qazvin





دانشگاه علوم پزشکی و خدمات بهداشتی درمانی قزوین  
دانشکده بهداشت

فرم شماره ۱۰ - صورتجلسه دفاع از پایان نامه

سمه تعالی

جلسه دفاع پایان نامه دانشجوی/تحصیلی یا عنوان "پروپوزی مواد معدنی، مولد یو در تصفیه خانه و شبکه فاضلاب شهر قزوین و ارائه راهکارهای کنترل" متعلق به آقای علی آرزو صد دانشجوی رشته مهندسی بهداشت محیط مقطع کارشناسی ارشد به راهنمایی جناب آقای دکتر حمزه علی جمالی در تاریخ ۹۵/۵/۲۷ تشکیل شد و با نمره ۱۹ و درجه عالی مورد تصویب هیئت داوران دانسته شد. لایحه فرام گرفت.

اعضاء هیئت داوران:

اعضای استاذ استاذ راهنما

آقای دکتر حمزه علی جمالی

اعضاء استاذ استاذ مشاور

۱- آقای دکتر حمزه علی جمالی

۲- آقای دکتر محمد مهدی امام جمعه

اعضاء استاذ داور (منتخب گروه):

۱- آقای دکتر رضا قنبری

۲- آقای دکتر روح الله کلهر

آقای دکتر محمد زیدی

اعضاء نماینده تحصیلات تکمیلی

مدیر و اعضای معاون آموزشی دانشگاه بهداشت

مدیر و اعضای معاون آموزشی دانشگاه بهداشت

**Survey on minerals odouros gases in wastewater treatment plant and sewerage network of Qazvin city and propose a solution in order to odour control**





**Qazvin university of Medical Sciences**

**Faculty of Health**

**Thesis Submitted for the degree of M.Sc. in Environmental Helth Enginerring**

**Title:**

**Survey on minerals odouros gases in wastewater treatment plant and sewerage  
network of Qazvin city and propose a solution in order to odour control**

**Supervisor:**

**Dr Hamze ali Jamali**

**Advisers:**

**Dr Hamid Karyab**

**Dr Mohammad Mehdi Emamjome**

**By:**

**Ali Arezoumand**

**Month-Year**

**August-2016**